

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

ÉTUDE COMPARATIVE DES PEUPELEMENTS FORESTIERS APRÈS FEUX ET  
APRÈS COUPES DANS LA FORÊT BORÉALE MIXTE  
EN MAURICIE ET AU TÉMISCAMINGUE

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR

IULIAN DRAGOTESCU

JUILLET 2008

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL  
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

## REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier mon directeur Daniel Kneeshaw pour l'aide qu'il m'a apportée au cours de cette recherche. Qu'il trouve ici le témoignage de ma profonde reconnaissance pour son inestimable support, sa disponibilité et son grand enthousiasme, ainsi que pour la confiance qu'il a toujours accordée à mon travail.

Je remercie les membres de mon comité d'orientation, les Docteurs Tim Work et Alain Leduc, pour leurs précieux conseils et commentaires.

Un grand merci aux ingénieurs forestiers Jean Girard (Abitibi Bowater) et Patrick Crocker (Tembec) pour leurs conseils et pour l'intérêt qu'ils ont porté à mon travail de recherche. Je remercie aussi Luc Généreux (Abitibi Bowater) pour ses conseils en photo-interprétation.

Je tiens à exprimer ma gratitude au Docteur Yves Claveau et à Dominic Sénécal pour leurs suggestions pertinentes et pour toute l'aide qu'ils m'ont accordée.

J'adresse mes remerciements aux professionnels de recherche Mélanie Desrochers, Daniel Lessieur et Stéphane Daigle, pour leur remarquable collaboration.

Mes plus sincères remerciements à tous mes collègues de laboratoire, Mathieu Bouchard, Gerardo Reyes, André de Romer, Ève Lauzon, Jonathan Belle-Isle, Maude Beauregard, Julie Messier, Mario Larouche, Annick St-Denis, Carolina Aguilar, Kati Berninger, Louis-Etienne Robert, Marie-Noëlle Caron, Marie St-Arnaud, Marie-Christine Adam, Udayalakshi Vepakoma, qui m'ont accompagné tout au long de ces années de maîtrise, tant au niveau scientifique qu'humain.

Enfin, je tiens à exprimer ma reconnaissance à ma famille, pour ses encouragements et pour son soutien sans faille.

## TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES.....	v
LISTE DES TABLEAUX.....	vi
RÉSUMÉ.....	vii
CHAPITRE I	
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
1.1 Aménagement forestier s'inspirant des perturbations naturelles.....	1
1.2 Végétation forestière résiduelle après feu.....	2
1.3 La rétention d'arbres vivants dans les coupes.....	6
1.4 Les arbres laissés après coupe au Québec.....	7
1.5 Comparaison feux-coupes.....	8
1.6 Objectifs et hypothèses.....	9
CHAPITRE II	
RÉGIONS À L'ÉTUDE.....	11
CHAPITRE III	
MATÉRIEL ET MÉTHODES.....	14
3.1 Choix des feux et des coupes.....	14
3.2 Interprétation des photographies aériennes.....	19
3.3 Analyse informatisée.....	20
3.4 Analyse statistique.....	23
CHAPITRE IV	
RÉSULTATS.....	25
4.1 Topographie et hydrographie.....	25
4.2 Végétation.....	27
4.3 Abondance et taille des peuplements résiduels.....	28
4.4 Peuplements résiduels à proximité d'un plan d'eau.....	29

4.5	Forme et répartition des peuplements résiduels.....	31
CHAPITRE V		
	DISCUSSION.....	33
5.1	Abondance et taille des peuplements résiduels.....	33
5.1.1	Influence géographique.....	36
5.2	Peuplements résiduels à proximité d'eau.....	37
5.3	Forme, composition, et aire intérieure des peuplements résiduels.....	38
5.4	Conséquences pour l'aménagement forestier.....	40
5.5	Conclusion.....	42
APPENDICE A.....		44
APPENDICE B.....		47
BIBLIOGRAPHIE.....		49

## LISTE DES FIGURES

Figure	Page
2.1 Localisation des aires d'étude au Témiscamingue et en Mauricie.....	13
2.2 Localisation des feux et des coupes étudiés à l'intérieur des aires d'étude.....	13
3.1 Types des groupes d'arbres résiduels épargnés par le feu et exemple d'agglomération de coupes .....	17
3.2 Délimitation du feu et des groupes résiduels sur des photographies aériennes géo-référencées.....	21
4.1 Ratios résiduels moyens (total, à 100m et à 200m d'un plan d'eau) avec écart-type.....	30
4.2 Indice de forme moyen des peuplements résiduels en Mauricie et au Témiscamingue.....	31
4.3 Rapport moyen entre le périmètre et la superficie des peuplements résiduels en Mauricie et au Témiscamingue.....	32

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
3.1 Comparaison de la variation de tailles des feux dans nos aires d'étude et les sites choisis.....	15
4.1 Pourcentages moyens de superficie pour les classes de pente 1 et 2.....	26
4.2 Comparaison hydrographique entre régions et entre perturbations en termes de densité des rivières et des lacs.....	26
4.3 Pourcentages moyens de superficie occupés par les résineux et les feuillus.....	27
4.4 Sens de la corrélation entre la superficie de la perturbation et les indicateurs des résiduels.....	29
4.5 Valeurs moyennes pour l'aire intérieure, la densité des zones intérieures, le rapport moyen périmètre/superficie et différences significatives entre régions et perturbations.....	32
5.1 Éléments de comparaison entre l'étude de Perron (2003) et notre étude.....	34

## RÉSUMÉ

Il existe une préoccupation environnementale croissante au sein de la société concernant le maintien de la biodiversité dans les forêts, qui se traduit par de nouvelles techniques de gestion forestière qui imitent les perturbations naturelles, spécialement le feu. Dans la plupart des provinces canadiennes, l'approche préconisée est la rétention d'arbres vivants dans les parterres de coupe. Au Québec, même si la législation forestière prévoit dans certains cas la rétention d'arbres vivants, ceci n'est pas intégré à des techniques sylvicoles spécifiques. Notre but a été d'étudier, les groupes d'arbres résiduels après feux et la rétention dans les coupes totales dans la forêt boréale mixte de deux régions: la Mauricie et l'Abitibi-Témiscamingue.

L'étude a compris une analyse stéréoscopique de photographies aériennes, et une analyse informatisée utilisant le logiciel ArcView GIS 9.1. Les résultats montrent que la quantité totale de groupes résiduels et la quantité de résiduels qui se trouvent à proximité de plans d'eau est significativement plus grande dans les coupes que dans les superficies brûlées. La proportion de forêt résiduelle varie entre 7,3% et 19,1% après les feux et de 25% à 40% dans les coupes. Dans les superficies brûlées la taille moyenne des groupes résiduels est plus petite que celle de la rétention dans les coupes. Les plans d'eau sont un facteur important pour les groupes résiduels dans les coupes, où environ la moitié de la rétention se concentre à 200 m d'un plan d'eau. Par contre, dans les feux, la quantité de résiduels à 100 m et à 200 m d'un plan d'eau varie beaucoup d'un feu à l'autre. Ces deux indicateurs suggèrent une distribution uniforme des groupes résiduels riverains à l'intérieur du feu et une tendance de la rétention à se concentrer à moins de 100 m de l'eau dans les coupes. La forme des groupes résiduels est plutôt allongée dans les coupes et plus circulaire après feux. Pour une lisière de 10 m de large, la quantité de forêt intérieure est similaire entre les perturbations, malgré une quantité totale de résiduels plus grande après feux que dans les coupes.

Nos résultats suggèrent que même si quantitativement il y a plus de rétention dans les coupes avec protection de la régénération et des sols (CPRS) qu'après les incendies de forêt, suite à des différences importantes entre les feux et les coupes, il n'est pas souhaitable de diminuer significativement la quantité de la rétention comparativement au niveau actuel.

Nous espérons pouvoir contribuer au développement de nouvelles techniques de gestion forestière ayant comme modèle les feux de forêt dans le but de préserver la biodiversité dans la forêt boréale.

**Mots-clés :** groupe résiduel, agglomération de coupes, photographie aérienne, stéréoscope, couche ArcView



## CHAPITRE I

### INTRODUCTION GÉNÉRALE

#### 1.1 Aménagement forestier s'inspirant des perturbations naturelles

Les perturbations naturelles (feux, chablis, épidémies d'insectes, etc.) sont considérées comme des processus intégrés à la dynamique naturelle des écosystèmes forestiers. Elles génèrent une multitude de peuplements de composition et d'âges variés, qu'on appelle mosaïque forestière et sont en partie responsables de la diversité à l'échelle du paysage.

En forêt sous aménagement, le but principal est d'assurer une production de matière ligneuse constante dans le temps et l'aménagement «traditionnel» préconise la régularisation de la structure d'âge de la forêt. Par conséquent, les forêts matures, surannées et anciennes y sont nettement diminuées (Kneeshaw et *al.*, 2000). La gestion forestière, telle qu'elle est pratiquée couramment en forêt boréale, changera sa structure et pourrait réduire la diversité sous le niveau qu'on trouve en forêt naturelle (Haeussler et Kneeshaw, 2003).

L'aménagement écosystémique privilégie le maintien d'une composition et d'une structure des peuplements semblables à celles qui caractérisent les milieux naturels et permet le maintien de la biodiversité et les fonctions essentielles de la forêt (Franklin, 1993 ; Gauthier et *al.*, 1996). Obtenir en territoire aménagé des forêts ressemblant à celles issues à la suite des processus naturels pourrait être possible en utilisant des techniques de gestion forestière qui s'inspirent des perturbations naturelles. Puisque le feu constitue l'agent de perturbation principal en forêt boréale non aménagée (Haeussler et Kneeshaw, 2003), il est le plus fréquemment utilisé comme modèle pour une gestion durable des forêts.

La foresterie canadienne semble adopter la conservation de la biodiversité comme une nouvelle priorité d'aménagement. Le maintien de la biodiversité implique que l'ensemble des organismes vivants sur un territoire puisse survivre et continuer à jouer son rôle dans l'écosystème, ce que les pratiques d'exploitation conventionnelles, comme les coupes à blanc, ne parviennent vraisemblablement pas à réaliser. Par conséquent, il faut remplacer peu à peu les techniques historiques de gestion forestière par des techniques plus soucieuses du maintien de la biodiversité. Une de ces nouvelles techniques est la rétention dans les chantiers de coupe des éléments structuraux (arbres vivants et morts, débris ligneux) de l'habitat forestier. La rétention sert à créer des habitats-sources ou des refuges transitoires pour faciliter la survie et la dispersion des espèces. Les arbres vivants arrivés à maturité, de bonne qualité, augmentent la capacité d'ensemencement naturel du milieu et préservent la diversité génétique. Les arbres morts, encore sur pied ou gisant, constituent pour la faune des abris et des sources de nourriture. Suite à la décomposition du bois mort, le sol garde sa fertilité. La rétention réduit l'érosion du sol minéral et organique et améliore la perception par le public des activités de récolte forestière. En conclusion, la rétention d'arbres vivants dans les coupes est un outil important qui sert à réduire l'uniformisation de la forêt causée par la récolte en contribuant à l'enrichissement de la diversité structurale des peuplements de deuxième venue (Doyon et Sougavinski, 2003) et représente l'approche la plus importante pour le maintien de la biodiversité pour les compagnies forestières de l'Ouest du Canada (Work et *al.*, 2003).

## **1.2 Végétation forestière résiduelle après feu**

Il existe une grande variabilité dans la sévérité, la fréquence et la taille des feux entre les différentes régions de la forêt boréale (Weber et Stocks, 1998; Bergeron et *al.*, 1998). Une particularité commune des feux est qu'ils laissent souvent une partie du peuplement forestier en vie, sous forme d'arbres isolés ou groupés (Gasaway et DuBois, 1985). Dans les formations résiduelles, on rencontre, en plus des arbres vivants, des chicots et des débris ligneux, des plantes arbustives et herbacées. Les arbres isolés et les groupes d'arbres résiduels sont importants pour le fonctionnement à long terme du nouvel écosystème parce qu'ils constituent des refuges critiques pour les microorganismes, insectes, oiseaux et

mammifères et assurent leur continuité sur le territoire perturbé (Gandhi et *al.*, 2001; Gasaway et DuBois, 1985). Les arbres résiduels sont une source possible de semis pour la régénération et diversifient la structure, la composition et les fonctions du nouveau peuplement (Franklin, 1994).

L'existence des arbres vivants à l'intérieur des superficies forestières brûlées dépend de la présence d'obstacles naturels (cours d'eau, rochers) et de l'intensité du feu qui, à son tour, est liée à la végétation existante, au climat, aux conditions météorologiques locales et à la couche combustible de surface (continuité, épaisseur) (Andison, 2003). La configuration de la superficie brûlée est donc le résultat de l'interaction de tous ces facteurs pendant le feu.

À cause d'une mortalité importante des arbres résiduels isolés dans les années suivant un feu de forêt, leur étude est souvent difficile et leur rôle écologique est moins important que celui des arbres groupés. Pour cette raison, notre étude se concentre sur les arbres groupés.

Dans les études recensées, l'abondance des peuplements résiduels est exprimée le plus souvent par le pourcentage de la superficie totale du feu couverte par des peuplements résiduels. Nous avons donc calculé le ratio résiduel comme étant le rapport entre la superficie cumulée des groupes résiduels et la superficie totale du feu. Plusieurs études (Eberhart et Woodard, 1987; Gasaway et Dubois, 1985; DeLong et Tanner, 1996) font référence seulement aux groupes d'intérieur, tandis que d'autres (Stuart-Smith et Hendry, 1998; Ontario Ministry of Natural Resources (OMNR), 1997; Andison, 2003, 2004) distinguent deux types de groupes résiduels:

- les groupes «îlots» ou d'intérieur, séparés de la forêt non brûlée
- les groupes «matrice» («presqu'île» et «corridor»), situés à l'intérieur de la superficie du feu, mais liés physiquement à la forêt «matrice» qui entoure le feu.

Au Canada, la proportion de superficie épargnée par le feu sous forme d'îlots varie entre 0,7 et 6,2% (Eberhart et Woodard, 1987), entre 0,6 et 24,9% (Stuart-Smith et Hendry, 1998) et entre 2 et 10% (OMNR, 1997). Un ratio résiduel de 15% a été trouvé pour un feu de 50 000 ha en Alaska (Gasaway et Dubois, 1985) et un ratio de 12% pour un feu de 36 000 ha en Alberta (Smith et Lee, 2001). Les résultats d'Andison (2003) montrent que les îlots

représentent 0 - 20% de la superficie du feu et que les presque-îles constituent 0 - 50% de la superficie du feu. À son avis, en se limitant aux groupes résiduels d'intérieur (îlots), on sous-estime la superficie des peuplements résiduels. Le ministère des Ressources Naturelles de l'Ontario (1997) trouve pour les groupes de type «matrice» un ratio résiduel entre 8 et 40%. Au Québec, dans la pessière noire, Perron (2003) trouve pour 35 paysages de feux, couvrant entre 35 et 29 683 ha, des pourcentages entre 0 et 8% pour la forêt résiduelle isolée (îlots) et entre 7 et 37% pour le total résiduel.

La plupart des études ont souligné une corrélation positive entre la taille moyenne ou maximale des éléments résiduels et la taille des feux. Eberhart et Woodard (1987) trouvent que les feux de moins de 40 ha n'avaient pas d'îlots plus grands qu'un hectare, que la superficie moyenne des îlots des feux entre 40 et 2 000 ha était relativement constante (entre 2,3 et 2,6 ha) et que les feux de plus de 2 000 ha ont une superficie moyenne d'environ 9,5 ha. Pour DeLong et Tanner (1996), la superficie maximale des îlots résiduels ne dépasse pas 10 ha pour des feux de moins de 1 000 ha, mais leur taille peut atteindre 73 ha dans les aires de feux de plus de 1 500 ha. Stuart-Smith et Hendry (1998) ont observé, pour des feux entre 87 et 2 909 ha, des groupes entre 0,8 ha et 72,8 ha, le plus grand îlot correspondant au feu le plus grand.

Dans tous les feux, les groupes résiduels de petite taille sont majoritaires en nombre, mais occupent une superficie totale restreinte. Pour 24 feux ayant entre 28 ha et 16 000 ha, Anderson (2003, 2004), trouve que la moitié des groupes résiduels sont plus petits de 0,25 ha et 83% sont inférieurs à 1 ha. Pour les feux de plus de 1 000 ha, les îlots de plus de 10 ha représentent 58% de la superficie résiduelle mais seulement 2% du nombre de groupes. Les îlots de moins de 1 ha représentent seulement 13% de la superficie résiduelle tandis que les îlots de moins de 2 ha représentent 27% de la superficie totale et 91% du nombre total.

La forêt intérieure est la partie des écosystèmes forestiers qui ne subit pas l'influence des ouvertures. Il y a plusieurs études qui ont montré que la lisière influence négativement l'abondance de certaines espèces animales et végétales qui sont dépendantes de l'intérieur d'un peuplement forestier (McGarigal et Marks, 1994). Suite à des recherches qui ont montré la diminution de la proportion de l'aire intérieure de la forêt mature aménagée dans

différentes régions des États-Unis et du Canada, on observe une augmentation de l'intérêt des forestiers pour cet indicateur (Wei et Hoganson, 2005).

À cause de leur taille réduite, la plupart des groupes résiduels issus des feux ont peu de forêt intérieure. L'effet de lisière est rapporté aux distances variables de la bordure vers l'intérieur, à partir de quelques mètres jusqu'à une distance équivalente à deux hauteurs d'arbres, mais la réponse à l'effet de lisière varie beaucoup en fonction de l'espèce (Chen et *al.*, 1992). Pour une lisière large de 100 m, les îlots de moins de 10 ha manquent de superficie intérieure et les îlots de 100 ha ont en moyenne 21% d'aire intérieure (Andison, 2004). La quantité de forêt intérieure dépend aussi de la forme du peuplement : pour une lisière de 100 m et une forme carrée, la taille minimale d'un groupe résiduel qui a la moitié de sa superficie comme forêt intérieure est de 47 ha ; pour une forme rectangulaire avec un rapport largeur versus longueur de 4 :1, la taille minimale devient 83 ha (Wei et Hoganson, 2005).

La densité des groupes résiduels (nombre de patch/100 ha) est fortement influencée par la résolution de l'étude (taille minimale des groupes). Utilisant une résolution d'un hectare, la densité moyenne varie, entre 0 (feux de moins de 40 ha), 0,4 (feux entre 40 et 200 ha et plus de 2 000 ha) et 0,9 (feux entre 200 et 2 000 ha) (Eberhart et Woodard, 1987). Utilisant une résolution de 0,2 ha, Stuart-Smith et Hendry (1998) ont obtenu aussi une densité moyenne entre 0,4 et 0,9. Lors d'une taille minime des groupes observés de 0,02 ha, la densité est plus élevée, respectivement entre 29 îlots/100 ha pour les feux de moins de 80 ha et 5 îlots/100 ha pour les feux de plus de 5 000 ha (Andison, 2004). Dans cette étude, la densité des groupes résiduels décline avec l'augmentation de la taille des feux. Au Québec, dans la pessière noire à mousses, la densité des îlots a varié entre 0 et 17 groupes/100 ha et la densité totale des groupes résiduels entre 7 et 37 groupes/100 ha (Perron, 2003).

Il y a moins d'information concernant la distribution spatiale des groupes résiduels après feu. Stuart-Smith et Hendry (1998) et Perron (2003) observent que les groupes résiduels se trouvent principalement en périphérie de la perturbation. Stuart-Smith et Hendry (1998) trouvent aussi qu'une grande partie des groupes épargnés par le feu est située sur des pentes rocheuses, sans végétation arbustive et sans débris ligneux (couche combustible) et que 66% des îlots sont près des cours d'eau. Pour DeLong et Tanner (1996), la position topographique

des groupes résiduels reste aléatoire, influencée par un complexe de facteurs qui agissent pendant le feu (vent, précipitations, couche combustible, obstacles).

Il existe une lacune concernant les connaissances sur les peuplements résiduels situés près des cours d'eau permanents ou intermittents qui sont à l'intérieur des feux. Au niveau du paysage, les plans d'eau sont souvent considérés comme un obstacle qui limite l'étendue du feu (Dansereau et Bergeron, 1993), avec une influence proportionnelle à leur taille. Lee et Smith (2001) ont étudié une bande de 500 m autour des cours d'eau de différentes dimensions à l'intérieur d'un grand feu et suggèrent que, dépendamment de leur taille, les cours d'eau favorisent en général l'existence des groupes résiduels. Ainsi, les groupes d'arbres vivants sont plus fréquents près des cours d'eau permanents et la superficie résiduelle est plus grande près des grands cours d'eau (22,4 ha/km, soit environ 45% de la superficie) que près des petits cours d'eau (5,5 ha/km). Pour les cours d'eau permanents, la superficie résiduelle est concentrée à proximité de l'eau (entre 16 - 30% dans les premiers 20 m) et diminue au fur et à mesure qu'on s'éloigne de l'eau. Cependant, d'autres études à grande échelle (Timoney et *al.*, 1997) suggèrent que les zones situées près des plans d'eau ont une influence réduite sur les patrons des perturbations naturelles.

Au Canada, des études sur les peuplements résiduels après feu ont été menées surtout en Colombie Britannique, en Alberta et en Ontario. Au Québec il y a moins d'études de ce genre : Bergeron et *al.* (2002) ont étudié 16 feux dans la forêt boréale de l'Ouest de la province au moyen d'inventaires aériens et Perron (2003) utilise l'imagerie satellitaire pour caractériser la forêt épargnée par le feu dans la pessière noire à l'Ouest du lac Saint Jean.

### **1.3 La rétention d'arbres vivants dans les coupes**

La rétention, dans les chantiers de coupe, des éléments structuraux (arbres vivants et morts, débris ligneux) de l'habitat forestier, est inspirée des arbres vivants, isolés ou groupés qui restent à l'intérieur des superficies forestières brûlées, d'où l'importance de connaître la quantité et le patron spatial de la végétation résiduelle après feux.

La littérature indique que la biodiversité dans les parterres de coupe est positivement liée à la quantité d'éléments structuraux retenus (Doyon et Sougavinski, 2003). La réponse de la végétation arbustive et herbacée après différentes coupes montre que le déclin en abondance de ces espèces a été significativement plus important à un taux de rétention de 15% (en volume), comparativement à un taux de 40% (Aubry *et al.*, 2004), tandis que pour un taux de rétention de 7% il n'y a pas eu de différence significative relativement à la coupe à blanc (Vanha-Majamaa et Jalonen, 2001).

La coupe à rétention variable (CRV) est l'expression pratique de la rétention des éléments structuraux et consiste à laisser sur le terrain, pour au moins une rotation, des arbres individuels ou regroupés en îlots et répartis d'une façon qui permet de maximiser leur rôle de sources de semis. La rétention des arbres vivants dans les coupes est prévue par la législation forestière de certaines provinces canadiennes et des États-Unis, mais en ce qui concerne l'application pratique de la rétention, il y a une remarquable variabilité (Work *et al.*, 2003). Au Canada, la CRV est pratique courante dans les provinces de l'Ouest où le taux de rétention varie entre 2 et 20%. Les valeurs les plus fréquentes se situent entre 10 et 15% et la plupart de la rétention a été groupée (Work *et al.*, 2003). Au Québec, la coupe de rétention (ou coupe à rétention variable) est en phase expérimentale.

#### **1.4 Les arbres laissés après coupe au Québec**

Au Québec, la coupe la plus répandue est la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS), qui est en effet une coupe à blanc qui permet de protéger la régénération préexistante. Suite à l'application du «Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État» (RNI), on laisse parfois une quantité importante d'arbres sur pied dans les parterres de coupe et dans les lisières (bandes de séparation des aires de coupe, bandes riveraines, etc.).

Le RNI de 1996 prévoit la rétention dans les parterres de coupe, d'arbres vivants sous forme de lisières boisées de 20 m de large, sur les rives des lacs, des cours d'eau permanents, des marais ou marécages et des lisières de 30 m de large de chaque côté d'un chemin utilisé

comme corridor routier. Aussi, entre les parterres de coupe, le RNI prévoit des bandes de séparation de 60 m ou 100 m de large, en fonction de la superficie des aires.

La rétention d'arbres dans les coupes peut intervenir aussi à cause d'un manque d'accessibilité à certains peuplements, suite à l'existence de groupes d'arbres immatures ou suite à l'interdiction d'effectuer des coupes sur les terrains avec une pente qui dépasse 40%. Si la rétention est obligatoire au niveau d'une agglomération de coupe, dans des situations réglementées, la rétention dans les parterres de coupe d'arbres de valeur commerciale (arbres appartenant à des espèces commerciales et avec DHP – diamètre à la hauteur de la poitrine – supérieur à 9 cm) est interdite. Cette norme, qui vise à éviter le gaspillage de matière ligneuse, entre en contradiction avec la nécessité de retenir des éléments structuraux essentiels au maintien de la biodiversité (Kneeshaw et *al.*, 2003).

### 1.5 Comparaison feux-coupes

À cause de son rôle dans le maintien de la biodiversité, la rétention d'arbres vivants dans les coupes est réglementée et couramment appliquée dans plusieurs pays et provinces canadiennes. Son application pratique s'inspire de l'abondance et du patron spatial des groupes d'arbres résiduels d'où l'importance des connaissances à ce sujet. Nous avons trouvé peu d'études sur la comparaison feux-coupes, avec plusieurs approches comparatives. Parmi les plus fréquentes on retrouve celles qui analysent l'abondance et le patron spatial de la végétation forestière dans les sites de feux et de coupes. Gluck et Rempel (1996), en Ontario, et Perron (2003), au Québec, ont utilisé l'imagerie satellitaire et le logiciel FRAGSTATS pour comparer des paysages de feu et des paysages de coupe. Les résultats de Perron (2003) montrent, entre autres, des quantités identiques de peuplements résiduels matures dans les coupes et après feux. L'étude de l'évolution temporelle des écosystèmes après les deux perturbations constitue une autre approche. Le projet FAHR («Fire and harvest residual»), en Alberta (Alberta Research Council, 1999), est un suivi comparatif de la succession des espèces forestières et fauniques après feux et coupes qui démontre qu'il y a une différence importante entre les feux et les coupes à blanc en ce qui concerne la quantité de bois mort. En plus, l'importance des résiduels dans la période qui suit la perturbation est plus grande dans



les superficies brûlées que dans les coupes, mais elle diminue avec le passage du temps tandis que dans les coupes l'effet est inverse. Selon McRae et *al.* (2001), il y a de nombreuses différences entre les feux de forêt et la récolte forestière. Ces différences sont si importantes qu'il est erroné d'assumer que la récolte forestière et surtout les coupes à blanc peuvent jouer au niveau du paysage le même rôle écologique que les feux de forêt. Au niveau du peuplement, Bergeron et *al.* (1999) suggèrent qu'en l'absence de la préparation du sol, les effets de la coupe à blanc ne peuvent ressembler que superficiellement aux effets des feux de forêt. Il s'avère donc critique de garder des zones de rétention d'arbres dans les coupes.

### 1.6 Objectifs et hypothèses

Pour définir la rétention d'arbres vivants dans les coupes, il faut établir non seulement la quantité mais aussi les structures à retenir et leur patron spatial (Franklin et *al.*, 1997). Parce qu'il n'y a pas de patron spatial de la rétention qui est optimal pour toutes les espèces (Zielke et *al.*, 2004), nous soupçonnons que la structure post perturbation est importante pour la biodiversité et il est important de connaître cette structure dans le but de définir de nouvelles méthodes d'aménagement forestier. Il y a un manque de comparaisons entre feux et coupes dans la forêt boréale du Québec et notre étude veut combler cette lacune. Notre objectif est donc d'étudier le patron spatial de la végétation forestière résiduelle après feu dans deux régions du Québec et de le comparer avec la rétention d'arbres dans les chantiers de coupe. Nous avons choisi de mener l'étude dans deux régions dans le but d'évaluer les effets des différences hydrographiques et de relief sur les groupes résiduels entre deux territoires dans le même domaine bioclimatique. Le fait de comparer les résultats obtenus dans deux zones géographiquement différentes mais situées dans la forêt boréale mixte et d'élargir la comparaison avec une étude menée dans un autre domaine bioclimatique vise à tester les possibilités de généraliser nos conclusions sur des critères hydro-géographiques ou bioclimatiques.

Notre étude est basée sur l'analyse stéréoscopique et informatisée des photographies aériennes. Comparativement aux images-satellite, les photographies aériennes ont l'avantage d'une bonne résolution de l'image mais à un prix plus élevé et ayant une couverture plus

réduite (Serrouya et d'Eon, 2005). La décision d'étudier des feux plus anciens de 10 ans nous a suggéré de choisir les photographies aériennes datant d'après 1940 et qui offrent une qualité de l'image acceptable. Nous avons entrepris une étude à l'échelle de la perturbation qui présente une grande précision dans la délimitation des peuplements résiduels et des superficies perturbées et qui permet de calculer un grand nombre d'indicateurs. L'analyse stéréoscopique des photographies aériennes a permis d'évaluer la composition des peuplements, la pente de la superficie perturbée et la position topographique des résiduels.

Selon Morisson et Swanson (1990) et Eberhart et Woodard (1987), la géographie du terrain et l'hydrographie peuvent influencer la quantité et le patron spatial des groupes d'arbres résiduels après feux. Bergeron et *al.* (2002) trouvent que la combinaison de fréquence, taille et sévérité de feux est spécifique pour une région forestière. Notre première hypothèse est que les différences de relief et d'hydrographie entre les deux régions n'influenceront pas de façon significatives la quantité de groupes résiduels après feux mais plutôt leur patron spatial. Pour les coupes, nous supposons une différence quantitative entre régions mais une disposition spatiale similaire des groupes résiduels.

Notre deuxième hypothèse est que la quantité totale de rétention dans les coupes peut égaler ou dépasser celle des peuplements résiduels après feux mais qu'il existe des différences en ce qui concerne la taille, la forme, la composition et le patron spatial des groupes d'arbres résiduels. Nous nous attendons à ce que la taille moyenne des éléments résiduels après les feux soit positivement reliée à la taille du feu et à ce que la taille moyenne de la rétention dans les coupes soit indépendante de la taille de l'agglomération. Une autre hypothèse concerne la tendance des éléments résiduels à se concentrer près des plans d'eau.

## CHAPITRE II

### RÉGIONS À L'ÉTUDE

L'étude comprend deux régions dans la forêt boréale mixte du Québec, en Mauricie et en Abitibi- Témiscamingue (fig. 2.1). Les espèces d'arbres les plus représentatives sont le sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.), l'épinette (*Picea spp.*), le pin (*Pinus spp.*), le bouleau à papier (*Betula papyrifera* Marsh.), le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* Britt.) et le peuplier faux-tremble (*Populus tremula* L.).

La première aire d'étude a une superficie d'environ 19 000 km carrés et se situe au nord de la Mauricie, entre le 47° et le 48° 30' de latitude nord et entre le 71° 30' et le 74° de longitude ouest (fig. 2.1). L'élévation présente des valeurs fluctuant entre 300 m et 640 m, avec une moyenne de 460 m. La température moyenne annuelle est d'environ 2,0°C et la quantité moyenne des précipitations est de 900 mm, dont environ 270 mm sous forme de neige.

La deuxième aire d'étude, d'environ 24 000 km carrés, se situe au nord-est de la ville de Témiscaming, entre le 47° et le 48°30' de latitude nord et les 76° et 79° de latitude ouest (fig. 2.1). La température moyenne annuelle est d'environ 1,5° C et la quantité moyenne des précipitations est de 900 mm, dont environ 300 mm sous forme de neige. Le relief est généralement plat, dominé par des dépôts glaciaires. La région est riche en rivières et en lacs de dimensions variées.

La Mauricie se différencie du Témiscamingue par son terrain plus accidenté et élevé tandis que le Témiscamingue est plus riche en plans d'eau. Par contre, les données de température et précipitations montrent un climat assez similaire (Robitaille et Saucier, 1998).

Dans les deux régions, la plupart des sites étudiés sont situés dans le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune (fig. 2.2). Il y a quelques feux qui se trouvent dans la sapinière à bouleau blanc ou en limite et un feu et deux coupes sont situés légèrement au sud de la limite avec l'érablière (fig. 2.2). Parce que nos observations stéréoscopiques montrent que le peuplement forestier dans ces sites est mixte, nous estimons que la démarcation entre les domaines bioclimatiques n'est pas si précise sur le terrain et donc que ce détail n'affecte pas nos résultats. Au Témiscamingue, à cause de la fréquence plus élevée des feux vers le nord, les feux inventoriés sont distribués en général plus au nord que les coupes (fig. 2.2).

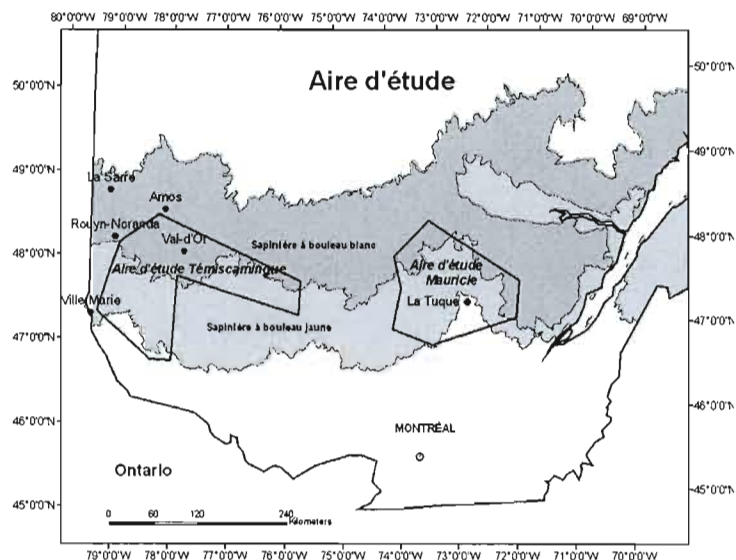


Figure 2.1 Localisation des aires d'étude au Témiscamingue et en Mauricie

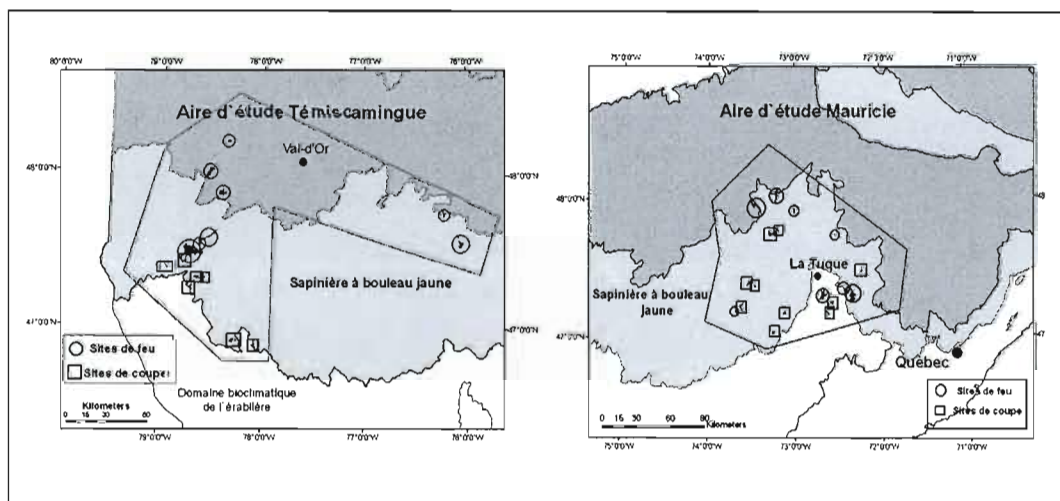


Figure 2.2 Localisation des feux et des coupes étudiés à l'intérieur des aires d'étude

## **CHAPITRE III**

### **MATÉRIEL ET MÉTHODES**

Pour faire la comparaison à l'échelle du paysage des peuplements résiduels après coupe et après feu nous avons utilisé des photographies aériennes en noir et blanc ou en infrarouge fausses couleurs à l'échelle 1 : 15 000 ou 1 : 15 840, en provenance de la photo-cartothèque de l'Université du Québec à Montréal (feux) et des compagnies forestières Tembec et Abitibi-Bowater (coupes).

#### **3.1 Choix des feux et des coupes**

Les données historiques des feux en forêt boréale mixte pour la période 1940 – 2004 proviennent du ministère des Ressources naturelles du Québec. Nous pouvons observer que la distribution des feux en fonction de leur taille est plus uniforme au Témiscamingue qu'en Mauricie, où les grands feux ont tendance à se situer plus au nord que les petits feux. Pour chaque région, nous avons sélectionné 8 feux de dimensions variées et nous avons recherché des photographies aériennes à une échelle et d'une qualité permettant une bonne délimitation de l'aire brûlée. Les photographies aériennes ont dû être prises à des intervalles de temps assez courts après les feux pour nous permettre de faire la différence entre la régénération et les peuplements résiduels. Ces intervalles varient entre quelques mois et 14 ans, mais généralement sont inférieurs à 10 ans. Nous avons établi une superficie minimale de 100 ha pour les feux parce qu'il n'y a pas de peuplements résiduels dans les petits feux (Eberhart et Woodard, 1987) et les feux de petite taille, malgré leur nombre dominant, occupent une superficie totale réduite (DeLong et Tanner, 1996). Les sites de feux et de coupes, les

superficiés totales, les zones écologiques ainsi que l'année de la perturbation (dernière année de coupe dans le cas des coupes) pour chaque site sont présentés dans l'appendice A.

Pour les grands feux, il a été difficile de trouver une couverture totale en photographies aériennes d'une qualité et à une échelle convenant à notre étude. C'est particulièrement valable en Mauricie, où on trouve au nord de notre aire d'étude quelques grands feux datant des années '40, dont quelques uns ayant une partie en dehors de la forêt mixte. Le nombre réduit et l'ancienneté des grands feux en Mauricie ont limité notre choix de feux. Les intervalles de variation de la taille des feux choisis et la variation naturelle de la superficie des feux produits entre 1940 et 2004 à l'intérieur des nos aires d'étude (fig. 2.2) sont montrés dans le tableau 3.1. Les feux qui brûlent des grandes superficies (ex. plus de 30 000 ha) sont si rares que nous pouvons les considérer comme des cas particuliers; il est à noter que dans la littérature nous trouvons des études consacrées seulement à un seul grand feu (Gasaway et Dubois, 1985; Lee et Smith, 2001).

Les sites où l'on a exécuté des coupes de récupération ont été éliminés car les peuplements résiduels auront pu être ainsi affectés. Étant donné le nombre réduit de feux, nous avons accepté dans un cas une coupe antérieure au feu, car selon notre opinion, en l'absence de plans d'eau et sur terrain plat il n'y ait pas de conditions favorables aux groupes résiduels.

Tableau 3.1  
Comparaison de la variation de tailles des feux dans nos aires d'étude et les sites choisis

Région		Moyenne (ha)	Médiane (ha)	Écart-type (ha)	Intervalle de variation	
					min (ha)	max (ha)
Mauricie	Aire d'étude	964	375	1357	6	6284
	Étude	1691	1406	1489	136	4270
Témiscamingue	Aire d'étude	1196	406	2277	3	18092
	Étude	2053	1484	2505	355	7976

Les statistiques sont calculées pour les feux de plus de 100 ha.



Dans le passé, la lutte contre les incendies forestiers a été essentiellement terrestre et son effet assez réduit dans la région boréale (Perron, 2003). Présentement, on admet que l'utilisation des avions a augmenté l'efficacité du combat contre les feux, surtout dans la dernière décennie. Par conséquent, nous avons choisi des feux de plus de 10 ans, tout en étant conscient qu'il est difficile d'évaluer l'impact réel des activités de suppression des incendies forestiers sur la dimension des brûlis.

Le nombre de sites de coupe choisis a été de 10 en Mauricie et de 9 au Témiscamingue et la variation de leurs superficies est montrée dans le tableau 3.1. Une dixième coupe de 10,7 ha a été utilisée au Témiscamingue uniquement pour le calcul de l'abondance totale, de l'indice de forme et de la zone intérieure, à cause de sa trop petite taille. Nous avons choisi des coupes totales de type CPRS, les plus nombreuses au Québec, assez récentes pour nous assurer que la réglementation qui régit les coupes était identique. Il faut mentionner que l'analyse a été faite au niveau de l'agglomération des aires de coupe et dans la plupart des situations, une agglomération incluait des aires de coupe de même type datant de différentes années. D'autres types de coupe (coupe mosaïque, coupes partielles) ont été exclus de l'étude à cause de l'agencement spatial différent.

Pour délimiter avec précision les conditions et la portée de notre étude, nous avons utilisé les définitions suivantes :

La superficie de l'événement est la superficie totale de la perturbation (feu, coupe), incluant les portions non perturbées ou partiellement perturbées, les peuplements résiduels, les plans d'eau et les autres catégories de terrain qui se trouvent à l'intérieur.

Un peuplement (groupe) résiduel est un groupe d'arbres qui reste en vie après une perturbation. Nous avons utilisé le terme «groupe résiduel» en général pour les arbres vivants après perturbation (naturelle ou anthropique) et le mot «rétention» pour désigner seulement la végétation forestière laissée après coupe. Dans les cas de feux, très souvent les groupes résiduels montrent les signes de la perturbation : moindre densité, arbres morts et partiellement brûlés, haute densité de chicots, tandis que dans les cas de coupes, les groupes résiduels sont en général intacts.



Nous avons distingué deux types de peuplement résiduel (fig. 3.1) :

- groupe résiduel de type «îlot» : entièrement entouré par la surface perturbée
- groupe résiduel de type «matrice» : lié physiquement à la forêt de limite non-perturbée, respectivement de type «presqu'île» ou «corridor».

La limite minimale de superficie pour un groupe résiduel a été établie à 0,01 ha, résolution plus fine que dans les autres études, qui utilisent en général des valeurs entre 0,2 et 1 hectare. Cette résolution permet une estimation très précise de la superficie résiduelle. Il n'y a pas de limite maximale de superficie, mais par analogie aux coupes, la largeur des corridors et des presqu'îles a été limitée à 250 m.

Une aire de coupe est une superficie d'un seul tenant obtenue par une coupe totale ou une CPRS. Un parterre de coupe est l'étendue de forêt où une partie ou la totalité des arbres d'un peuplement viennent d'être coupés. Au Québec, le RNI limite la superficie des aires de coupe, mais il permet leur juxtaposition dans le temps et dans l'espace, dans les limites des unités territoriales de référence (UTR). Le résultat est la création des agglomérations de coupes.

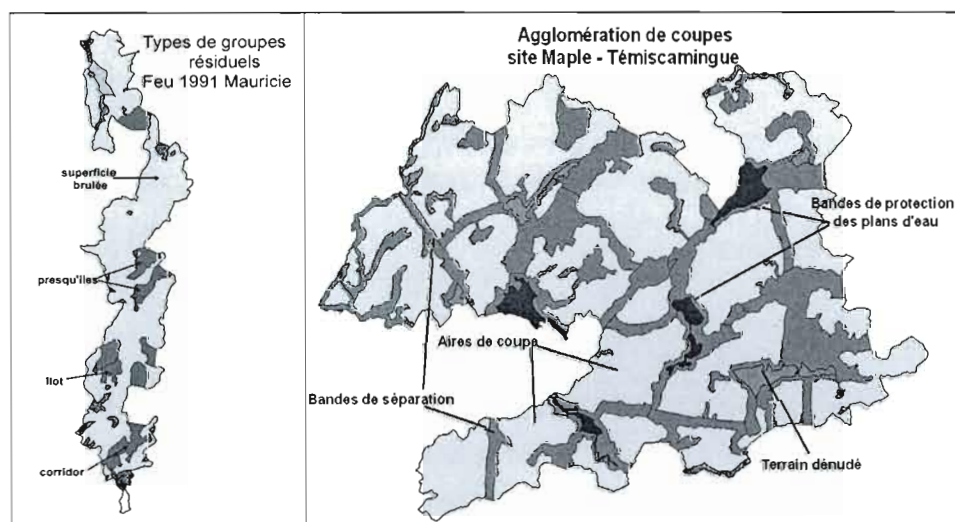


Figure 3.1 Types des groupes d'arbres résiduels épargnés par le feu et exemple d'agglomération de coupes (Site Maple, Témiscamingue)

L'agglomération de coupes est une concentration d'aires de coupe et de séparateurs boisés qui peut contenir des plans d'eau, des terrains dénudés ou des chemins avec leurs lisières de protection (fig. 3.1).

Si la taille des groupes résiduels après feu varie entre des limites assez larges, dans les coupes le RNI prévoit pour la rétention une largeur des lisières entre 20 et 100 m en fonction de leur utilisation. En pratique, cette largeur est souvent dépassée et pour ne pas augmenter artificiellement le taux de rétention nous avons limité la largeur des lisières à 250 m. Une bande de forêt plus large de 250 m devient ainsi une limite entre deux agglomérations voisines. Le même critère a été utilisé dans les feux, un corridor ou une presqu'île plus large de 250 m sont considérés massif forestier, à condition qu'il n'y ait pas de signes de perturbation. Une bande de protection d'un plan d'eau située en limite d'une perturbation a été incluse dans le calcul de la superficie résiduelle.

Un plan d'eau est un lac ou une rivière de n'importe quelle taille qui est visible sur la photographie aérienne. Il est possible qu'une partie des plans d'eau, généralement de petites tailles, soit représentée dans les couches hydrographiques mais elle ne se retrouve pas sur les photographies.

Le massif forestier représente la forêt qui n'a pas été perturbée et qui se trouve en limite de la perturbation (forêt matrice).

En plus des définitions, nous avons eu besoin d'établir des critères plus précis pour faire la différence entre certains éléments des feux et des coupes.

Pour différencier un groupe résiduel de type «presqu'île» d'un repli du massif forestier de limite, nous avons utilisé comme critère général le rapport longueur maximale/largeur maximale. Pour une presqu'île, ce rapport doit être supérieur à l'unité. En l'absence de signes visibles de perturbation, la limite entre la presqu'île et le massif forestier a été le trait qui unifie les points extrêmes de la superficie brûlée. Dans les feux, l'existence des arbres brûlés et des chicots à l'intérieur des peuplements a été le critère le plus important pour montrer un groupe d'arbres résiduels.

Si le taux de mortalité à l'intérieur d'un groupe a été trop élevé et le recouvrement minimal a baissé en dessous de 30%, nous avons considéré les arbres comme des arbres isolés et donc en dehors du champ d'application de notre étude.

Parce que les séparateurs de coupe sont liés physiquement au massif forestier de limite et aux autres séparateurs ou bandes de protection, nous avons divisé la rétention par rapport à sa fonctionnalité principale, respectivement séparation d'aires de coupe ou protection des plans d'eau, des chemins ou d'autres objectifs. Cette connexion physique de la rétention dans les coupes est la raison pour laquelle nous avons choisi de ne pas comparer la densité des peuplements résiduels et peut être aussi une limitation pour le calcul de leur taille.

### **3.2 Interprétation des photographies aériennes**

Les photographies aériennes ont servi à analyser et à mesurer, par région, les ouvertures créées par les feux et par les coupes, ainsi que les groupes d'arbres résiduels. Nous n'avons pas évalué les arbres résiduels isolés à cause d'une mortalité à court terme assez élevée de cette catégorie de résiduels. En raison des intervalles de temps variables entre la perturbation et la prise de la photographie, il a été impossible de faire la différence entre les arbres tués par la perturbation et ceux qui sont morts par la suite.

L'analyse stéréoscopique des photographies a été faite à l'aide d'un stéréoscope de type Sokisha MS27. En estimant que le massif forestier et les groupes résiduels peuvent nous fournir de l'information sur la composition du peuplement forestier avant la perturbation, nous avons déterminé la composition en groupes d'espèces (résineux et feuillus) des peuplements résiduels et du massif forestier sur une bande de 500 m autour de la limite de la perturbation. La composition a été exprimée en proportion de superficie correspondante à chaque groupe d'espèces comme étant le rapport entre la superficie du groupe d'espèces versus la superficie totale de la bande de 500 m de massif forestier et respectivement la superficie des résiduels.

Pour comparer les conditions de terrain des deux régions et pour vérifier si les résiduels ont tendance à se situer sur les versants plutôt que sur le terrain plat, nous avons évalué la

pente du terrain perturbé et des résiduels, en utilisant les classes suivantes : 0-10% (faible), 10-30% (moyenne), plus de 30% (forte). Pour chaque classe de pente nous avons calculé le pourcentage de superficie correspondant, séparément pour la perturbation et pour les résiduels.

En raison de la rapidité de la méthode et de la précision jugée suffisante, nous avons évalué visuellement les superficies des groupes d'espèces et des classes de pente à l'aide d'un acétate transparent superposé à la photographie. Sur l'acétate nous avons tracé des carreaux de dimensions connues (1cm x 1cm et 2mm x 2mm) qui représentent 2,25 ha et 0,45 ha pour une échelle des photos de 1 :15 000. Nous avons arrondi les valeurs des pourcentages à 5 et à des multiples de 5. À partir des données pour chaque site, nous avons calculé la moyenne par région et par perturbation.

### **3.3 Analyse informatisée**

Les photographies aériennes ont été numérisées à une résolution variant entre 400 dpi et 600 dpi et géo-référencées. La géo-référence a été faite selon leur disponibilité à partir des ortho-photographies de la même zone pour la plupart des coupes et à partir de couches ArcGIS représentant l'hydrographie de la région pour le reste des coupes et des feux. Nous avons trouvé entre 3 et 8 points repères faciles à distinguer sur la photographie en même temps que sur la couche hydrographique ou sur l'ortho-photographie. Dans les situations où les plans d'eau manquaient, nous avons fait une géo-référence «en chaîne», en utilisant plusieurs photographies adjacentes et des points repères situés sur la partie commune des photographies aériennes voisines.

Sur les photographies numérisées, nous avons délimité et mesuré les ouvertures des feux, des coupes et les groupes résiduels, en utilisant le logiciel ArcGIS version 9.1 (fig. 3.2). L'analyse a été faite sur des couches de type polygone montrant les limites du feu ou de la coupe, ainsi que les catégories de terrain suivantes qui se trouvent à l'intérieur ou en limite de la perturbation: groupe résiduel, terrain dénudé et plan d'eau. Les couches polygone ont été créées manuellement à l'aide de l'outil d'édition du logiciel ArcGIS, à partir des ortho-photographies et des photographies géo-référencées, une couche par site. L'édition

manuelle de couches a été faite dans le but d'obtenir une juste estimation de la catégorie de terrain et des limites. Au besoin, l'image numérisée a été combinée avec les observations stéréoscopiques pour une délimitation plus précise entre les catégories de terrain.

Pour plus de précision dans l'estimation de la superficie résiduelle, nous avons éliminé d'un groupe résiduel, lorsque présentes, les zones intérieures où les arbres étaient morts en proportion de plus de 80%. La superficie éliminée, égale ou supérieure à la résolution de l'étude, a été incluse dans la catégorie de terrain perturbé. Une fois le dessin du feu ou de la coupe réalisé, l'extension X-Tools nous a permis de calculer les périmètres et les superficies pour chaque polygone. Le tableau des résultats a été transposé en Excel et nous avons calculé la superficie de chaque catégorie de terrain. Les superficies ont été vérifiées à l'aide de l'extension Patch Analyst pour ArcView lors du calcul des indicateurs de forme.

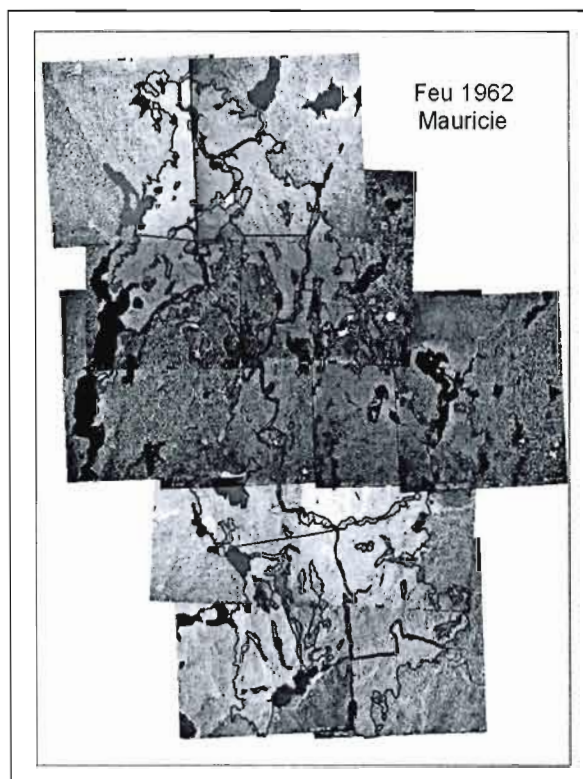


Figure 3.2 Délimitation de la perturbation et des groupes résiduels sur des photographies aériennes géo-référencées

Dans notre étude, l'expression de l'abondance des peuplements résiduels est le ratio résiduel total qui est le rapport entre la superficie cumulée des peuplements résiduels et la superficie totale du feu ou de la coupe. Il a été calculé pour chaque site et ensuite nous avons obtenu la moyenne, la médiane et l'écart-type par région et par perturbation. Nous avons aussi calculé pour chaque perturbation la taille moyenne des résiduels et le plus grand peuplement résiduel, ainsi que le pourcentage de corrélation de ces deux indicateurs avec la superficie de la perturbation.

Pour déterminer l'influence des plans d'eau sur les peuplements résiduels nous avons calculé l'abondance des peuplements résiduels en proximité d'eau de surface, soit le rapport entre la superficie résiduelle cumulée dans une bande de 100 m ou 200 m et la superficie totale du feu ou de la coupe (les ratios résiduels à 100 m et à 200 m d'un plan d'eau).

Nous avons utilisé le principe des zones tampon («buffer» en anglais) autour des plans d'eau situés à l'intérieur ou en limite de la perturbation, ce qui a nécessité la création d'une couche contenant les plans d'eau permanents du chaque site. Cela a été fait par édition manuelle pour les petites perturbations ou par «découpage» d'une portion (correspondant à la perturbation) de la couche hydrographique de la région suivie d'une correction manuelle. Ensuite, à l'aide de la fonction «buffer wizard» d'ArcGIS, nous avons obtenu les zones tampon sur des couches à part. L'analyse a été faite sur une couche résultant de l'intersection géométrique (fonctions «intersect» ou «clip» d'ArcGIS) entre la couche «zone tampon» et la couche de base représentant la perturbation. Le pourcentage de la superficie résiduelle totale qui se trouve à 100 m et à 200 m d'une forme d'eau de surface a été calculé comme étant le rapport entre la superficie résiduelle en proximité d'eau obtenue par la méthode décrite antérieurement versus la superficie résiduelle totale.

Pour mieux comprendre les résultats, nous avons comparé l'hydrographie des deux régions, avec des analyses séparées pour les lacs et pour les rivières. La densité linéaire a été calculée comme étant un rapport entre la longueur, exprimée en mètres, de rivières et de rives des lacs situés à l'intérieur ou en limite de la perturbation et la superficie totale de la perturbation. La densité des lacs a été calculée comme étant le rapport entre la superficie de lacs qui se retrouvent à l'intérieur des coupes ou des feux et la superficie totale de la perturbation.

Afin de caractériser la forme des peuplements résiduels, nous avons utilisé le rapport moyen périmètre/superficie («Mean Perimeter Area Ratio», MPAR) calculé pour chaque site comme étant la moyenne des rapports périmètre/superficie des groupes résiduels et l'index de forme moyen («Mean Shape Index», MSI) calculé après la formule de McGarigal et Marks (1994). Nous avons déterminé aussi pour chaque site la superficie intérieure totale («Total Core Area», TCA) et la densité des superficies intérieures («Core Area Density», CAD). TCA est la superficie cumulée qui résulte après avoir enlevé de la superficie des groupes résiduels une lisière large de 10 m et CAD est le nombre des zones intérieures divisé par la superficie de la perturbation. La largeur de la lisière varie selon l'étude et les organismes ciblés, cependant, pour la végétation, l'effet de lisière commence à diminuer considérablement à partir de 10 m (Matlack, 1994). Les indicateurs MPAR, MSI, TCA, CAD, la taille moyenne et la taille du plus grand peuplement ont été calculés à l'aide de l'extension «Patch Analyst» (Elkie et *al.*, 1999-2007) conçue pour le logiciel ArcView version 3.3.

### 3.4 Analyse statistique

Pour l'analyse statistique, nous avons utilisé le logiciel JMP version 5 (SAS Corp., 2004).

Nous avons calculé une ANOVA à deux critères pour comparer la plupart des indicateurs : le ratio résiduel total, le ratio résiduel à 100 m et à 200 m d'un plan d'eau, le pourcentage de superficie résiduelle qui se trouve à 100 m et à 200 m d'un plan d'eau, la densité linéaire et la densité des lacs, le rapport moyen périmètre/superficie et la superficie intérieure. La comparaison a été faite entre les perturbations (feux et coupes) et entre les régions. Pour la pente du terrain et la composition des peuplements nous avons utilisé une ANOVA à trois critères, dans le but de comparer, au niveau d'une perturbation, les peuplements résiduels avec la perturbation dans le cas de la pente ou avec le massif forestier qui contourne la perturbation dans le cas de la composition. Le seuil de signification a été établi à 0,05.

Nous avons vérifié que les conditions d'application de l'ANOVA soient remplies et dans les situations où la distribution des résidus n'était pas normale, nous avons effectuée une



transformation en rang des valeurs. Cette transformation a été suffisante pour normaliser les résidus dans tous les cas. Toute ANOVA a été suivie d'un test de Tukey lorsqu'une interaction était présente. Pour compenser le nombre réduit de sites et suite au caractère aléatoire du choix des sites de coupe et de feux, les analyses ANOVA ont été corrigées en utilisant l'option «effet aléatoire» («random effect») du logiciel JMP.

Pour alléger le texte, on a convenu de mettre en évidence seulement les situations où il y a une différence significative ou une interaction significative entre variables.

En ce qui concerne la relation entre la taille de la perturbation et le nombre des groupes résiduels, leur densité, leur taille moyenne et leur taille maximale, nous avons calculé les coefficients de corrélation de Pearson pour l'ensemble de l'étude et les pourcentages de corrélation («analyse multivariée» en JMP) au niveau de la région.

L'analyse de la composition des résiduels et du massif forestier qui entoure la perturbation a été faite seulement pour le pourcentage de résineux car le pourcentage des feuillus serait l'inverse du pourcentage des résineux. Pour comparer la pente du terrain, nous avons analysé seulement les classes de pente 1 et 2 qui sont les plus fréquentes et qui sont suffisamment représentatives pour la géographie du terrain, parce que la classe 3 est très restreinte comme superficie.



## CHAPITRE IV

### RÉSULTATS

#### 4.1 Topographie et hydrographie

Au niveau de la région, le Témiscamingue se distingue par son relief relativement plat et plus riche en plans d'eau que la Mauricie, qui a un relief plus accentué (Robitaille et Saucier, 1998). Nous avons vérifié si ce constat s'applique aussi pour nos sites, car les résultats concernant la répartition de la végétation résiduelle s'expliquent mieux en précisant le contexte géographique.

Nos données montrent que la superficie occupée par la classe 2 (moyenne) de pente est plus grande en Mauricie qu'au Témiscamingue ( $P = 0,0418$ ). Comme la classe 1 de pente ne diffère pas significativement entre régions ( $P = 0,06$ ) et la classe 3 (pente forte) occupe une superficie trop réduite pour influencer les résultats, il en résulte que le relief de nos sites en Mauricie est plus accidenté qu'au Témiscamingue (tabl. 4.1). Au contraire, pour un site donné, il n'y a pas de différence significative entre la pente moyenne de la perturbation et la pente moyenne du terrain occupé par des résiduels.

En ce qui concerne l'hydrographie des deux régions, les sites où les feux se sont produits en Mauricie ont une abondance en rivières significativement plus grande que les sites des feux au Témiscamingue. Pour les sites de coupe, il n'y a pas de différence entre les régions en termes de densité des lacs et des rivières (tabl. 4.2), donc les différences au niveau de la région ne se retrouvent pas au niveau du site.

Tableau 4.1  
Pourcentages moyens de superficie pour les classes de pente 1 et 2 ( $P_{pertclas2} = 0,04$ )

	pente perturbation %		pente résiduels %	
	classe 1	classe 2	classe 1	classe 2
Coupes Témiscamingue	87	13	78	22
Coupes Mauricie	63	36	61	37
Feux Mauricie	59	33	63	35
Feux Témiscamingue	83	16	84	16

Tableau 4.2  
Comparaison hydrographique entre régions et entre perturbations en termes de densité des rivières et des lacs ; il existe des différences significatives entre feux et coupes et entre les feux de la Mauricie et ceux du Témiscamingue

Perturbation	Région	Densité lin (m/ha)		Densité lacs (ha/ha)	
Feu	Mauricie	23	A	0,030	A
Coupe	Témiscamingue	22	A B	0,024	A
Coupe	Mauricie	18	A B	0,012	A
Feu	Témiscamingue	10	B	0,024	A

Les niveaux qui ne sont pas suivis par la même lettre sont différents.

## 4.2 Végétation

La composition (en termes de groupes d'espèces) des peuplements résiduels et du massif forestier qui se situe en limite de la perturbation ne varie pas significativement en fonction de la région ou de la perturbation. Ceci suggère que les conditions de végétation sont similaires dans tous nos sites. Aussi, il n'y a pas de différence significative entre la composition des peuplements résiduels et celle du massif forestier autour des perturbations dans une même perturbation, mais la probabilité est proche du seuil de signification ( $P = 0,08$ ). De plus, dans les coupes, la proportion moyenne des résineux est plus grande dans les résiduels versus le massif forestier délimitant la perturbation (tabl. 4.3).

Tableau 4.3  
Pourcentages moyens de superficie occupée par les résineux et les feuillus

	composition massif forestier		composition peuplements résiduels	
	%S résineux	%S feuillus	%S résineux	%S feuillus
Coupes Témiscamingue	31	69	42	58
Coupes Mauricie	45	55	60	40
Feux Mauricie	40	60	39	61
Feux Témiscamingue	50	50	54	46

### 4.3 Abondance et taille des peuplements résiduels

La proportion de forêt épargnée par les feux varie entre 7,3% et 19,1% de la superficie totale du feu avec des moyennes régionales statistiquement semblables ( $P_{\text{région}} = 0,2635$ ) de 12,7% au Témiscamingue et de 11,3% en Mauricie. La proportion moyenne de rétention dans les coupes est de 32,3% au Témiscamingue et de 28,4% en Mauricie (append. B) ce qui est environ deux fois et demie la proportion résiduelle dans les feux. Le résultat confirme notre hypothèse selon laquelle il y a significativement plus de rétention dans les coupes que de zones de forêt résiduelle dans les feux ( $P_{\text{pert}} = 0,0389$ ). De plus, la taille moyenne des peuplements résiduels est plus grande dans les coupes que dans les feux ( $P = 0,0198$ ).

La superficie du plus grand groupe résiduel en Mauricie est de 80,1 ha pour les coupes et de 84,1 ha pour les feux. Au Témiscamingue, le plus grand groupe résiduel mesure 47,8 ha dans les coupes et 80,7 ha dans les feux. Statistiquement, la superficie du plus grand peuplement résiduel a une variation similaire entre régions et entre types de perturbations.

Pour l'ensemble de notre étude, la superficie des perturbations est en corrélation négative avec la quantité totale des résiduels (-43%), positive avec la superficie du plus grand peuplement résiduel (64%) et avec le nombre de groupes résiduels (91%). Cependant, il n'y a pas de corrélation entre la superficie des perturbations et la densité des groupes résiduels (-19%) ou leur taille moyenne (15%) (tabl. 4.4). Au niveau régional, la taille de la perturbation est fortement en corrélation avec le ratio résiduel au niveau des feux en Mauricie (-83%) et avec la taille moyenne des groupes, toujours au niveau des feux (65% au Témiscamingue et 70% en Mauricie). Au Témiscamingue, la corrélation entre la taille de la perturbation et la taille du plus grand groupe résiduel est très forte (93%) pour les feux et forte (61%) pour les coupes tandis qu'en Mauricie il y a une faible corrélation (50%) seulement pour les feux (tabl. 4.4).

Tableau 4.4  
Sens de la corrélation entre la superficie de la perturbation et les indicateurs des résiduels

Corrélation	Quantité	Superficie moyenne	Superficie maximale	Nombre
Étude	négative	non	positive	positive
Mauricie Feux	négative	positive	positive	n.d.
Mauricie Coupes	non	non	non	n.d.
Témiscamingue Feux	non	positive	positive	n.d.
Témiscamingue Coupes	non	non	positive	n.d.

- n.d. = valeur non-disponible car non calculée ; non = absence de corrélation

#### 4.4 Peuplements résiduels à proximité d'un plan d'eau

Dans les coupes, il y a en permanence de la rétention sur les rives, tandis que dans les feux, on trouve des situations variées, partant d'une proportion de 60% des groupes résiduels à moins de 100 m d'une rivière jusqu'à leur absence quasi-totale. Nous avons observé une tendance des groupes résiduels à se situer près des rives sinueuses et d'être pratiquement absents en proximité des rives linéaires, sur terrain plat, surtout si la direction dominante de la propagation du feu, déterminée d'après sa forme, est parallèle à la direction de la rivière.

Nous avons trouvé qu'à l'intérieur de deux bandes de 100 m et de 200 m autour d'un plan d'eau il y a plus de rétention dans les coupes que de résiduels après feux ( $p_{100m} = 0,0169$ ;  $p_{200m} = 0,04$ ) et ce, peu importe la région (fig. 4.1). L'importance des plans d'eau dans les coupes est suggérée aussi par le fait qu'à moins de 100 m d'un plan d'eau est concentré environ un tiers de la quantité moyenne totale de peuplements résiduels et à moins de 200 m se trouve plus que la moitié de la rétention totale (append. B). Comparativement, après les feux, seulement un quart (Mauricie) ou un sixième (Témiscamingue) de la quantité totale de résiduels se trouve à moins de 100 m d'un plan d'eau et un tiers (Témiscamingue) ou 43% (Mauricie) se trouvent à moins de 200m (append. B).

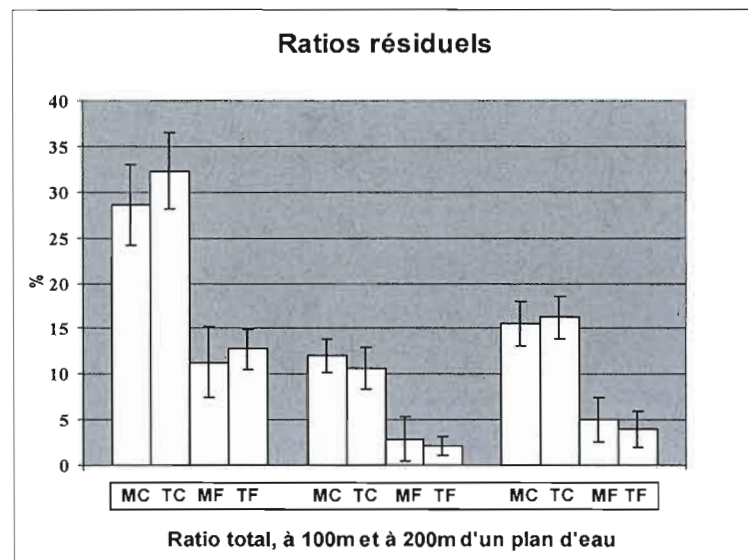


Figure 4.1 Ratios résiduels moyens (total, à 100m et à 200m d'un plan d'eau) avec écart-type (M-Mauricie, T-Témiscamingue, C-coupes, F-feux)

La proportion de la superficie résiduelle totale qui se trouve à 100 m d'un plan d'eau montre qu'il y a plus de groupes résiduels près de l'eau dans les coupes qu'après feux mais aussi qu'il existe une tendance plus forte des peuplements résiduels à se concentrer en proximité d'eau dans les coupes comparativement aux feux ( $P = 0,0121$ ). Au niveau régional, cette tendance est plus forte en Mauricie qu'au Témiscamingue pour les deux perturbations ( $P = 0,0231$ ). En contraste, à 200 m d'un plan d'eau il n'y a pas de différence significative entre perturbations ( $P = 0,1636$ ), ni entre régions ( $P = 0,2913$ ). Dans les feux, la quantité de résiduels qui se trouve à 100 m d'un plan d'eau est environ la moitié (0,57 en Mauricie et 0,52 au Témiscamingue) de la quantité de résiduels qui se trouve à 200 m ce qui suggère une dispersion relativement uniforme des groupes. Dans les coupes, le rapport entre la quantité de résiduels à 100 m d'un plan d'eau et la quantité de résiduels à 200 m augmente jusqu'à 0,78 en Mauricie et 0,66 au Témiscamingue, ce qui confirme une dispersion moins uniforme des résiduels et leur tendance à se concentrer près de l'eau.

#### 4.5 Forme et répartition des peuplements résiduels

Le nombre de groupes résiduels de type «îlot» est grand, parfois majoritaire, dans les feux et très réduit dans les coupes, où les groupes résiduels sont généralement sous forme de bande (lisière). Entre ces deux catégories de groupes résiduels il y a une différence de forme assez évidente. Nous avons comparé la forme des résiduels en utilisant le rapport moyen périmètre/superficie («Mean Perimeter Area Ratio», MPAR) et l'indice moyen de forme («Mean Shape Index», MSI). Le rapport moyen périmètre/superficie a une valeur minime pour un cercle et un indice de forme proche de 1 correspond à la forme la plus rapprochée d'un cercle ou d'un carré. Dans les deux régions, les peuplements résiduels des coupes ont un indice de forme significativement plus élevé que celui des feux, donc une forme plus linéaire (tabl. 4.5). Le même tableau montre qu'il n'y a pas de différence entre les régions en ce qui concerne la forme de la rétention dans les coupes. Par contre, dans les feux, les groupes résiduels de la Mauricie ont une forme plus linéaire que les groupes résiduels du Témiscamingue (fig. 4.2). Nous observons une différence entre feux et coupes seulement en Mauricie, où les feux ont un rapport moyen périmètre/superficie plus grand que les coupes ( $p = 0,0175$ ) (fig. 4.3).

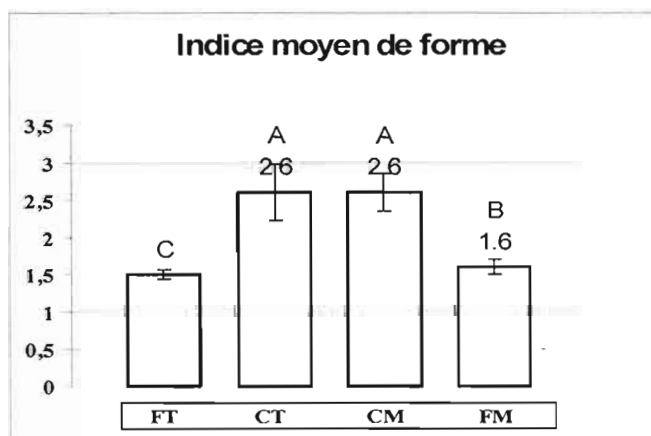


Figure 4.2 Indice de forme moyen des peuplements résiduels en Mauricie et au Témiscamingue (M-Mauricie, T-Témiscamingue, C-coupes, F-feux)

Les colonnes qui n'ont pas la même lettre sont significativement différentes.

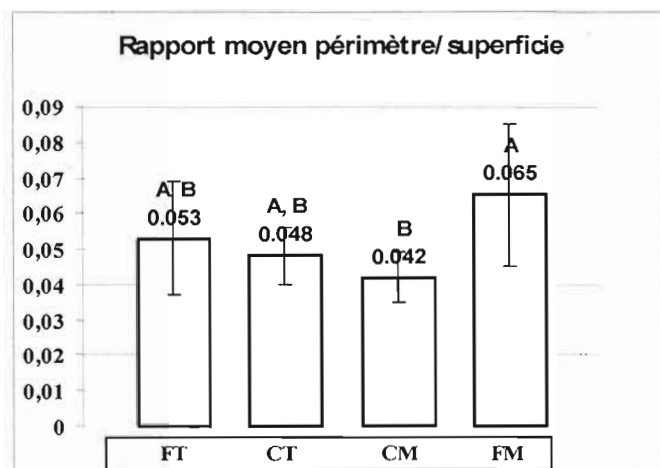


Figure 4.3. Rapport moyen entre le périmètre et la superficie des peuplements résiduels en Mauricie et au Témiscamingue

Les colonnes qui n'ont pas la même lettre sont significativement différentes.

Pour la superficie intérieure («Core Area», CA) calculée par soustraction d'une lisière de 10 m de la bordure des peuplements résiduels, il n'y a pas de différence significative entre les régions ou entre les perturbations, malgré une faible interaction ( $\text{Prob} > F=0,0451$ ) région/perturbation. La densité des zones intérieures («Core Area Density», CAD) est plus grande dans les coupes au Témiscamingue qu'en Mauricie, il y a une densité beaucoup plus grande dans les feux versus les coupes en Mauricie et il y a une densité supérieure dans les feux du Témiscamingue versus les coupes en Mauricie ( $\text{Prob} > F=0,0221$ ) (tabl. 4.5)

Tableau 4.5

Valeurs moyennes pour l'aire intérieure, la densité des zones intérieures, le rapport moyen périmètre/superficie et différences significatives entre régions et perturbations

Région	Type perturbation	CA (ha)		CAD		MPAR		MSI
Témiscamingue	Feu	197,539	A	45,236	A B	0,0531	A B	1,502 C
Mauricie	Feu	104,569	A	50,942	A	0,0662	A	2,637 B
Témiscamingue	Coupe	108,313	A	34,444	B	0,0417	A B	2,568 A
Mauricie	Coupe	208,954	A	12,777	C	0,0653	B	1,654 A



## CHAPITRE V

### DISCUSSION

#### 5.1 Abondance et taille des peuplements résiduels

Un des objectifs de notre étude était de comparer la quantité de la rétention dans les coupes de type CPRS à la quantité de peuplements résiduels après feux dans la forêt boréale mixte du Québec. Nos résultats confirment notre première hypothèse en montrant que la rétention dans les coupes occupe une proportion moyenne de superficie plus du double que celle des peuplements résiduels dans les superficies brûlées. En comparaison, Perron (2003) trouve, dans la pessière noire, une quantité similaire de peuplements résiduels dans les coupes et après feux. La différence est due à la quantité plus grande de résiduels dans la pessière noire: 16, 21,8 et 20,3% en proportion moyenne de superficie, en fonction de la classe de taille des feux, versus 12% dans notre étude. Il y a plusieurs facteurs qui peuvent expliquer une plus grande quantité de résiduels dans l'étude de Perron (2003) (tabl. 5.1). Bergeron et *al.* (2004) trouvent plus de grands feux dans la forêt résineuse au Nord versus la forêt mixte où se situe notre étude. Perron (2003) analyse effectivement plus de grands feux et les feux très grands contiennent souvent une plus grande proportion de résiduels (Eberhart et Woodard, 1987 ; DeLong et Tanner, 1996). Il y a aussi de possibles différences concernant la densité de plans d'eau et la géographie du terrain dans les sites perturbés et ces deux facteurs pourraient influencer la quantité de résiduels. De plus, nous avons éliminé de l'intérieur d'un groupe résiduel, les zones plus grandes de 0,02 ha où la mortalité des arbres a dépassé 75%. Cela signifie que nos calculs se réfèrent strictement à la superficie effective couverte, au moment de la prise de la photographie, majoritairement par des arbres vivants.

Tableau 5.1  
Éléments de comparaison entre l'étude de Perron (2003) et notre étude

	Nombre feux	Superficie feux (ha)	% de forêt épargnée	Domaine bioclimatique
Perron (2003)	35	35 - 30 000	7 - 37	pessière noire à mousses
Notre étude	16	136 - 8 000	7 - 19	sapinière à bouleau

L'intervalle de variation de la proportion de superficie résiduelle après feux varie entre des limites assez larges en fonction du type de groupe résiduel considéré. Pour les îlots, l'intervalle est de 0,7 - 6,2% dans Eberhart et Woodard (1987), de 3- 15% dans DeLong et Tanner (1996), de 2 - 10% dans OMNR (1997) et de 0 – 8% dans Perron (2003). La variation de la proportion cumulée de superficie des îlots et des presqu'îles est plus grande, respectivement de 0,6 - 24,9% dans Stuart-Smith et Hendry (1998), de 8 - 40% dans OMNR (1997), de 0 - 50% dans Andison (2003) et de 7 – 37% dans Perron (2003). Notre intervalle de variation de 7,3 – 19,1% a une valeur maximale moins élevée que les autres études, et nous n'avons pas trouvé de feux sans résiduels. À part les zones bioclimatiques et les résolutions différentes entre études, une autre explication pour cette particularité peut être l'élimination, de la superficie résiduelle, des zones brûlées sur plus de 80% de leur superficie qui sont à l'intérieur des groupes résiduels.

Eberhart et Woodard (1987) et DeLong et Tanner (1996) observent une relation positive entre la taille de la perturbation et la proportion du territoire épargnée par le feu sous forme d'îlots. Cette relation pourrait être expliquée par la probabilité augmentée que les grands feux rencontrent des obstacles à la combustion laissant des zones résiduelles tandis que ces mêmes obstacles arrêtent les petits feux et forment donc les limites du brûlis. Bergeron et *al.* (2002), Andison (2004) et Perron (2003) ne trouvent pas de relation entre la taille du feu et la quantité de résiduels. Nos résultats pour l'ensemble de l'étude (îlots et presqu'îles) démontrent aussi que le ratio résiduel est indépendant de la superficie de la perturbation. Une corrélation positive entre la taille des feux et la quantité de résiduels est trouvée par Perron (2003) seulement pour les îlots et nous avons trouvé une corrélation négative (83%) en Mauricie, la région avec un relief plus accentué, ce qui est en accord avec les résultats

d'OMNR (1997). Le comportement différent des îlots versus l'ensemble des résiduels et les observations contraires (corrélation positive et négative) sont difficiles à expliquer. Nos résultats suggèrent donc qu'il faudra explorer plus en détail comment la géographie du terrain influence la relation entre la taille de la perturbation et la proportion de forêt épargnée par le feu car des tels informations pourraient être utilisées pour guider la planification et l'application de la rétention.

La superficie de la perturbation a eu aussi une incidence sur d'autres caractéristiques des groupes résiduels. Ainsi, pour l'ensemble de l'étude, la superficie du plus grand résiduel est indépendante de la région et de la perturbation, mais est relié positivement à la taille de la perturbation. De plus, nous avons trouvé une relation positive entre la taille des feux et la taille moyenne de groupes résiduels dans les superficies brûlées ainsi qu'une relation positive entre la superficie du brûlis et la taille du plus grand peuplement résiduel. La relation entre la taille des feux et la taille moyenne des résiduels est observée par Perron (2003) mais est à l'encontre des résultats de Stuart Smith et Hendry (1998). La relation entre la taille du feu et la taille du plus grand peuplement est observée aussi par Andison (2004).

Dans les endroits coupés, il n'existe pas de corrélation entre la taille de l'agglomération de coupes et la taille moyenne des résiduels. Ceci est, probablement dû aux réglementations qui régissent les zones non-coupées dans les parterres de coupe, car ces forêts non-coupées sont plus dépendantes de facteurs tel le réseau hydrographique que de la superficie coupée. Aussi dans les coupes, la relation avec la taille maximale des résiduels existe seulement au Témiscamingue, où le plus grand peuplement en rétention à une superficie qui est en moyenne 0,085 de la superficie totale de la coupe. Par comparaison, en Mauricie, la taille du plus grand résiduel représente en moyenne 0,042 de la superficie de la coupe tandis qu'après des feux, la superficie du plus grand groupe résiduel est en moyenne 0,018 de la superficie du feu dans les deux régions. Ces résultats suggèrent la présence des résiduels plus grands dans les coupes et surtout dans les coupes au Témiscamingue versus les feux.

### 5.1.1 Influence géographique

Le relief en Mauricie est plus accentué qu'au Témiscamingue et le réseau hydrographique est plus dense ce qui fait que l'abondance relativement identique des peuplements résiduels après feux et après coupes dans les deux régions contrevient à nos attentes. Nos résultats suggèrent que le fait que tous nos sites soient situés dans le même domaine bioclimatique est important pour les résiduels après feu.

Nous avons analysé la pente pour comparer le relief de deux régions et pour vérifier si les résiduels après feux sont plus abondants sur les pentes abruptes et rocheuses car ce relief sert de coupe feu (Stuart-Smith et Hendry, 1998) et que dans les coupes, les compagnies forestières ont tendance à laisser la rétention dans les endroits difficilement accessibles. Dans notre étude, il n'y a pas de différence significative entre la pente du terrain occupé par les peuplements résiduels et la pente de la perturbation ce qui suggère qu'il n'y a pas de préférence des peuplements résiduels à se localiser sur versant ou sur terrain plat. Il faut quand même mentionner que l'analyse n'a compris que les classes 1 et 2 de pente car la classe 3 occupe seulement une petite proportion de la superficie de la perturbation.

La topographie du terrain influence aussi la végétation résiduelle après feu qui se trouve près des plans d'eau. Selon nos observations, une rivière avec des rives relativement linéaires est moins susceptible d'avoir des résiduels qu'une rivière aux rives sinueuses et un relief plus accentué favorise aussi les résiduels à proximité d'eau. Masters (1990) suggère que l'orientation de la vallée face à la direction dominante du feu peut fournir plus d'information sur le patron spatial du feu. Nos observations confirment cette suggestion en montrant qu'il n'y a pratiquement pas des résiduels sur terrain relativement plat si la direction présumée du feu (déterminée d'après sa forme) coïncide avec la direction de la rivière. En conclusion, un relief plus accidenté avec des vallées plus profondes, des cours d'eau moins linéaires et un peuplement forestier moins uniforme sont des conditions favorables à l'apparition des résiduels.

## 5.2 Peuplements résiduels à proximité d'eau

Au niveau du paysage, les plans d'eau sont considérés comme des barrières pour les feux (Dansereau et Bergeron, 1993). Lee et Smith (2003) ont recensé des études qui suggèrent que la végétation à proximité d'eau est moins affectée par les incendies de forêt même si la fréquence et la sévérité des perturbations est similaire entre les zones en proximité des plans d'eau et le reste du territoire perturbé. Leurs résultats confirment cette observation et, selon leur opinion, les études à grande échelle manquent de résolution et sont moins susceptibles de détecter l'influence des plans d'eau sur la végétation résiduelle.

Nous avons trouvé que les peuplements résiduels qui sont à proximité d'eau (moins de 200 m) sont significativement plus abondants dans les coupes que dans les feux, car l'application du RNI oblige les compagnies forestières à laisser des bandes de rétention d'au moins 20 m de large autour de chaque surface d'eau tandis que les feux peuvent brûler jusqu'au bord de l'eau. Dans les feux, la quantité de résiduels à 100 m d'un plan d'eau est significativement plus grande en Mauricie qu'au Témiscamingue, probablement dû au relief plus accentué de la Mauricie.

Dans notre étude, le pourcentage maximal de superficie résiduelle à 200 m d'un plan d'eau est de 9,1%, tandis que Lee et Smith (2003) trouvent dans un feu de 36 000 ha et pour une distance de 500 m d'une rivière un ratio résiduel d'environ 45%; cependant, on ne peut pas comparer les valeurs parce que la superficie résiduelle est rapportée à des superficies différentes : la superficie de la perturbation dans notre étude et la superficie de la bande de 500 m dans leur étude. Le point commun des deux études est la grande variabilité de la quantité de végétation résiduelle riveraine et dans notre cas, la bande riveraine de 200 m concentre entre 18% et 68% de la rétention totale.

Le ratio résiduel moyen à 100 m dans les feux inventoriés est environ la moitié du ratio résiduel moyen à 200 m, ce qui suggère que la distribution des peuplements résiduels à proximité d'eau est relativement uniforme. Cette observation contraste avec l'étude de Lee et Smith (2003), où entre 16% et 30% de superficie résiduelle des cours d'eau permanents est concentré dans les premiers 20 m. Dans les coupes, la rétention moyenne à 100 m représente 66% (Mauricie) et 77% (Témiscamingue) de la rétention moyenne à 200 m, car la rétention,

comme prévu par le RNI, est concentrée aux environs de l'eau. Selon nos observations, les bandes de protection des plans d'eau ont une largeur souvent plus grande que 20 m mais généralement inférieure à 100 m. Le pourcentage de résiduels riverains montre qu'environ la moitié (55% en Mauricie et 50% au Témiscamingue) de la rétention dans les coupes se trouve à moins de 200 m d'un plan d'eau.

### **5.3 Forme, composition, et aire intérieure des peuplements résiduels**

Notre hypothèse selon laquelle la forme des résiduels dans les coupes diffère significativement de la forme des résiduels dans les feux se confirme en calculant l'indice moyen de forme (McGarigal et Marks, 1994), qui est toujours plus élevé dans les coupes (en moyenne 2,5-2,6, forme plus linéaire) versus dans les feux (en moyenne 1,5-1,6, forme plus circulaire). La même conclusion résulte de l'étude de Perron (2003). Nos observations montrent que dans les feux, les résiduels de type «îlot» sont les plus nombreux et leur forme est relativement circulaire, tandis que dans les coupes il y a un nombre réduit des groupes résiduels de type «îlot» et un nombre dominant de bandes de séparation ou de protection à forme linéaire. Il y a une certaine similarité de forme entre les groupes résiduels après feu à travers le Canada. Se référant à des études antérieures, Anderson (1983) rapporte pour les résiduels des feux un indice moyen de forme relativement circulaire et très rapproché au nôtre (1,5). Eberhart et Woodard (1987) ont calculé 4 moyennes de l'indice moyen de forme, en fonction de 4 classes de taille de feux. Les moyennes augmentent avec la taille des feux, se situant entre 1,79 et 3,78 pour des feux entre 20 et 20 000 ha. Se comparant à autres études, les auteurs attribuent cette augmentation de l'indice moyen de forme aux irrégularités de la lisière des groupes résiduels mais aussi à une différence de formule de calcul. Bergeron et *al.* (2002) et Andison (2004) trouvent aussi une forme relativement circulaire des résiduels après feu. Andison a calculé un indice moyen de forme en fonction de la taille des groupes résiduels, avec des valeurs variant entre 1,3 (résiduels plus petits de 1 ha) et 2,9 (résiduels entre 10 et 80 ha). Dans son étude, les groupes résiduels plus petits de 1 ha sont les plus abondants et il y a peu des groupes résiduels entre 10 et 80 ha, ce qui suggère que la moyenne de l'indice moyen de forme dans son étude puisse être similaire à celle de la nôtre.

Le rapport moyen périmètre/superficie est un indicateur de la forme des résiduels qui augmente au fur et à mesure que la forme devient plus linéaire. Dans notre étude, le rapport moyen périmètre/superficie est similaire entre perturbations au Témiscamingue et plus grand dans les feux que dans les coupes en Mauricie, ce qui pourrait signifier que la forme des résiduels dans les feux est similaire (au Témiscamingue) ou plus allongée (en Mauricie) que la forme de la rétention. En réalité, les indices de périmètre («edge indices») sont affectés par la résolution de l'image (McGarigal et Marks, 1994) et il n'est pas souhaitable de comparer des images à résolutions différentes. Les nombreuses irrégularités de la lisière des groupes résiduels, plus nombreuses au Mauricie, augmentent le périmètre sans que la forme soit réellement modifiée. En contraste, les limites de la rétention dans les coupes sont beaucoup plus linéaires et sans irrégularités, surtout celles des bandes de séparation. Le rapport moyen périmètre/superficie nous a permis donc de mettre en évidence la complexité de la forme des groupes résiduels après feu.

La superficie intérieure dépend de la taille du peuplement et de sa forme (Baskent et Jordan, 1995), ainsi que de la largeur de la lisière qu'on considère. Une abondance et une taille moyenne de groupes résiduels significativement plus grandes dans les coupes versus les feux pourrait indiquer plus d'aire intérieure dans les coupes. En plus, grâce à une taille moyenne plus grande, la proportion de forêt intérieure dans la rétention reste supérieure à la proportion après feu. Nos résultats montrent que, pour une lisière large de 10 m il n'y a pas de différence significative entre feux et coupes en ce qui concerne la quantité de forêt intérieure. Ces observations suggèrent que pour les espèces d'intérieur, les résiduels dans les coupes et après feux pourraient avoir une valeur d'habitat similaire. La forme plus linéaire de la rétention diminue la quantité de forêt intérieure, phénomène plus accentué au fur et à mesure que la largeur de la lisière que l'on considère augmente (DeLong et Tanner, 1996 ; Andison, 2004). DeLong et Tanner (1996) trouvent que pour une lisière de 100 m de large, il y a plus de forêt intérieure dans les groupes résiduels des feux que de rétention dans les coupes. La densité d'aire intérieure est une mesure de la distribution des aires intérieures et montre un nombre plus grand d'entités dans les coupes au Témiscamingue versus en Mauricie, dans les feux versus les coupes en Mauricie et dans les feux au Témiscamingue versus les coupes en Mauricie. L'augmentation du nombre d'entités implique une plus grande fragmentation des zones intérieures et peut favoriser les espèces d'intérieur territoriales.

Nos résultats ont révélé qu'il n'y a pas d'importantes variations de composition entre nos sites de feu concernant le massif forestier autour de la zone perturbée et que la composition (en groupes d'espèces) des peuplements résiduels est similaire à la composition du massif forestier entourant le feu. Ceci suggère que la composition des résiduels reflète la composition de la forêt avant perturbation et que les résineux et les feuillus présents sur nos sites ont la même susceptibilité de brûler. Nous sommes en accord avec Greene et Johnson (2000) qui ont trouvé une composition après feu proportionnelle à la composition d'avant les incendies. Pour les coupes, l'uniformité de la composition du massif forestier entourant la coupe est toujours valable, mais une hausse du pourcentage des résineux dans les peuplements résiduels est possible à cause de la proximité de la rétention face à des plans d'eau où se trouvent majoritairement des résineux. En l'absence de plantations, la première cohorte qui s'installe après perturbation est formée généralement de feuillus intolérants, donc la présence des résineux comme source de semences dans les peuplements résiduels est positive parce qu'elle aide à rétablir plus rapidement une composition mixte.

#### **5.4 Conséquences pour l'aménagement forestier**

Nous suggérons de garder la quantité de la rétention totale en forêt boréale mixte entre les limites actuelles en s'adaptant en fonction des réalités de terrain (accessibilité, taille des arbres et composition du peuplement, etc.). Un ratio résiduel moyen de 30% (en superficie) peut être un bon compromis entre une quantité de peuplements résiduels suffisante pour leur assurer un rôle écologique important et une productivité en bois assez élevée.

En contraste avec le feu qui, en général, brûle sans tenir compte de l'âge ou de l'espèce des arbres, on peut établir des critères pour le choix des arbres à laisser après coupe dans le but de maximiser le rôle écologique de la rétention. Selon le modèle de la coupe à rétention variable, nous conseillons de garder en vie des groupes d'arbres contenant les espèces les plus représentatives pour la région, et éventuellement les espèces rares (Zielke et *al.*, 2004). Quant à la disposition spatiale de la rétention, nous suggérons l'approche «de ne pas faire la même chose partout» (Serrouya et d'Eon, 2005).



Pour augmenter la proportion de forêt intérieure dans les conditions d'une superficie relativement constante de groupes résiduels, nous pouvons augmenter leur taille moyenne et utiliser une forme des peuplements plus rapprochée d'un cercle ou d'un carré que d'une bande. Une augmentation de la limite en superficie des aires de coupe permettra à une partie des séparateurs de coupe d'être remplacés par des groupes d'intérieur (type «îlot»). Ajoutant une éventuelle limitation de la superficie des agglomérations, il sera possible de réduire la fragmentation du paysage. Quand à la végétation résiduelle dans les zones riveraines, on se questionne de l'utilité écologique des bandes de protection de plans d'eau dans le contexte où il n'est pas démontré que les écosystèmes limitrophes aux plans d'eau sont toujours moins perturbés par les incendies de forêt (Timoney et *al.*, 1997). En plus, Lee et Smith (2003) trouvent près des grands cours d'eau une superficie résiduelle beaucoup plus grande (22,4 ha/km) que la superficie située en proximité des petits cours d'eau (5,5 ha/km) ce qui suggère la tendance des peuplements résiduels à se concentrer près des cours d'eau assez grands. Les lisières boisées à proximité des chemins sont une particularité des coupes. Dans la plupart des cas, il s'agit de routes peu utilisées et pour cette raison on se questionne aussi de leur utilité. Une éventuelle renonciation à l'utilisation des bandes de protection de chemins routiers et des cours d'eau de petite taille permettra d'augmenter par compensation la proportion de rétention sous forme plus régulière d'îlot.

Dans la forêt boréale mixte, nous avons obtenu la même quantité de groupes résiduels dans deux régions différentes du point de vue géographique et hydrographique. Par contre, dans la pessière noire, la quantité de résiduels, d'autres indicateurs et corrélations sont différents des nôtres. Ces résultats suggèrent une certaine uniformité des perturbations à l'intérieur d'un domaine bioclimatique, uniformité qui peut être utilisée dans la planification de coupes. Vérifier cette suggestion est une voie à suivre par d'autres études mais en même temps il faut être prudent dans la généralisation des résultats pour de grandes superficies. Il n'est pas recommandé de projeter les résultats d'une étude sur différents écosystèmes puisque la variabilité peut être grande à l'intérieur d'un même écosystème (Bergeron et *al.*, 2002).

## 5.5 Conclusion

Notre étude relève des différences importantes entre les feux de forêt et les coupes dans la forêt boréale mixte québécoise en ce qui concerne les peuplements résiduels. L'abondance de la rétention dans les coupes est significativement plus grande que l'abondance des groupes résiduels après feux et la taille moyenne de la rétention est supérieure à la taille moyenne des peuplements résiduels après feux. Malgré la quantité plus grande de résiduels dans les coupes, les résultats de notre étude ne permettent pas de suggérer une diminution de la proportion de forêt retenue après coupe. Un premier argument est lié à la taille de deux types de perturbations et de leur évolution dans le temps. Ainsi, il y a une plus grande variabilité de la taille des groupes résiduels après feu (écart-type de 1 489 ha en Mauricie et de 2 505 ha au Témiscamingue) qu'après coupe (écart-type de 411 ha en Mauricie et de 328 ha au Témiscamingue). Les feux brûlent quelques jours ou semaines mais après, le massif forestier de limite reste inchangé pendant des longues périodes de temps et peut constituer une source constante de propagation de plantes et d'animaux. En contraste, l'augmentation en superficie des coupes par l'ajout des nouvelles aires de coupes se fait pendant des années, ce qui équivaut à des perturbations successives de la forêt au niveau du paysage qui devient ainsi plus fragmenté. Généralement, une partie du massif forestier de limite est coupé après une ou plusieurs années et les lisières boisées qui restent à l'intérieur des agglomérations de coupes ont un moindre rôle de source de propagation. Une autre différence entre feux et coupes est la forme allongée de la rétention dans les coupes, ce qui réduit significativement la quantité de forêt intérieure comparativement aux résiduels de feux de même taille. Une troisième raison peut être le caractère parfois sélectif de la rétention quand on laisse sur terrain des exemplaires trop petits ou des espèces sans valeur économique. On risque ainsi de ne préserver qu'une petite partie de la diversité des espèces composant le peuplement forestier d'avant perturbation.

Une différence importante entre feux et coupes se trouve au niveau du cycle des feux et de l'intervalle de retour des coupes au même endroit. Les conséquences de cette différence sont l'existence des forêts surannées en l'absence de coupes et l'uniformisation des peuplements dans les forêts aménagées. Garder après la récolte des groupes résiduels assez

grands (plus de 5 ha) pendant plusieurs rotations est une voie possible d'augmenter la diversité de la structure d'âge de la forêt aménagée.

Il y a des autres arguments pour maintenir le niveau actuel de la rétention comme le lien positif entre la biodiversité dans les parterres de coupe et la quantité d'éléments structuraux retenus (Doyon et Sougavinski, 2003). Il n'y a pas une quantité et une disposition spatiale de la rétention favorables à toutes les espèces (Serrouya et D'Eon, 2005), mais des études sur l'effet de coupes ont démontré que l'abondance et la richesse des espèces de sous-couvert est significativement réduite avec un ratio de 15% de rétention comparativement à un ratio de 40% (Aubry et *al.*, 2004). Une proportion moyenne de 30% (entre 15 et 50%) de couvert forestier en rétention après coupe est proposée par une étude dans l'état d'Orégon (Cissel et *al.*, 1999), ce qui correspond au ratio résiduel moyen des coupes dans notre étude.

## APPENDICE A

Superficies des feux et des coupes; région écologique, année du feu et année de la dernière coupe. Le site a été dénommé d'après le plan d'eau le plus important.

### Mauricie

Site	Type perturbation	Superficie (ha)	Année	Région écologique
Charlemagne	coupe	954,8	2003	4c
Lac No Outlet	coupe	1260,4	2004	4c
Lac Lobster	coupe	622,4	2003	4c
Ruisseau Read	coupe	622,2	2003	3c
Windigo	coupe	1770,0	2000	4c
Baie-Jolie	coupe	938,1	2002	4c
Lac Claire	coupe	1021,2	2004	4c
Lac Normand	coupe	702,1	2003	4c
Rivière Béssonne	coupe	1581,0	2001	3c
Lac Sanford	coupe	664,2	2003	4c
moyenne		1014		
médiane		946		
écart-type		407		
Lac Palembert	feu	136,1	1991	4c
Rivière Pierriche	feu	2106,6	1996	4c/5c
Lac Athenis	feu	283,2	1983	4c
Petite riv Pierriche	feu	636,4	1994	4c
Lac Wayagamack	feu	706,6	1963	3c/4c
Rivière Jeannotte	feu	4274,6	1962	4c
Lac Windigo	feu	2487	1997	4c/5c
Lac Tom	feu	2938,3	1963-1967	3c
moyenne		1696		
médiane		1407		
écart-type		1489		

### Témiscamingue

Site	Type perturbation	Superficie (ha)	Année	Région écologique
Lac du Club 1	coupe	141,83	2004	3a/4b
Lac du Club 2	coupe	433,35	2004	4b
Sheen	coupe	504,40	2004	4b
LaTulipe	coupe	418,15	2001	4a/4b
Moosehide 1	coupe	280,39	2002	4b
Moosehide 2	coupe	1053,97	2002	4b
Dumoine	coupe	345,35	2002	3a/4b
Gauvin	coupe	754,40	2001	4b
Maple	coupe	888,51	2003	4b
Soufflot 3	coupe	10,73	2002	4b
moyenne		483		
médiane		426		
écart-type		328		
Lac Simard sud	feu	464,3	1953	4a
Rivière Ottawa	feu	1354,6	1953	4a
Lac Héva	feu	444,7	1962	5a
Lac Simard	feu	1823,5	1964	4a/4b
Lac Camachigama	feu	355,1	1962	4b/5b
Lac Simard	feu	7976	1948	4b
Lac O'Sullivan	feu	1612,8	1953	4b
Rivière Darlens	feu	2394,1	1964	5a
moyenne		2053		
médiane		1484		
écart-type		2505		

## Noms des régions écologiques de notre étude

Indicatif	Région écologique
3a	Collines de l'Outaouais et du Témiscamingue
3c	Hautes collines du bas Saint-Maurice
4a	Plaines et coteaux du lac Simard
4b	Coteaux du réservoir Cabonga
4c	Collines du moyen Saint-Maurice
5a	Plaine de l'Abitibi
5c	Collines du haut Saint-Maurice

## APPENDICE B

Intervalles de variabilité pour les principaux indicateurs calculés

Indice	Région	Intervalle de variabilité feux			Intervalle de variabilité coupes		
		Min.	Moyenne	Max.	Min.	Moyenne	Max.
Ratio résiduel total	Mauricie	7,3	11,3	19,1	25	28,6	36,2
Rt (%)	Témiscamingue	9,4	12,7	15,5	27	32,3	40
R100	Mauricie	0,8	2,9	8	8,2	12	13,6
	Témiscamingue	0,9	2,1	4,1	6	10,6	13,3
R200	Mauricie	1,9	5	9,1	11,1	15,5	17,8
	Témiscamingue	1,7	4	8	11,9	16	17,7
% résiduel 100	Mauricie	10,8	25,3	59,4	32	42,8	58,4
	Témiscamingue	6,8	16,1	26,7	19,9	32,7	45,6
% résiduel 200	Mauricie	24,9	43,5	67,7	43,6	55,3	69
	Témiscamingue	18,4	30,7	51,6	39,6	50	60,2
SRmax	Mauricie	4,6	21,6	84,1	10,1	40,1	80,1
	Témiscamingue	5,8	29,1	80,7	15,1	35,5	47,8
SRmax/Stot	Mauricie	0,005	0,018	0,034	0,016	0,043	0,084
	Témiscamingue	0,01	0,018	0,027	0,041	0,085	0,17
MPAR	Mauricie	0,045	0,065	0,105	0,036	0,042	0,058
	Témiscamingue	0,039	0,053	0,081	0,035	0,048	0,258
MSI	Mauricie	1,55	1,65	1,81	2,09	2,57	2,86
	Témiscamingue	1,44	1,5	1,64	2,02	2,64	3,23

Signification des abréviations :

SRmax = superficie maximale des groupes résiduels

Stot = superficie totale de la perturbation, incluant les groupes résiduels

R100 = Ratio résiduel à 100m d'un plan d'eau

R200 = Ratio résiduel à 200m d'un plan d'eau

% résiduel 100= ratio résiduel à 100m d'un plan d'eau

% résiduel 200= ratio résiduel à 200m d'un plan d'eau



## BIBLIOGRAPHIE

Aber, J., Christensen, N., Fernandez, I., Franklin, J., Hidingier, L., Hunter, M., MacMahon, J., Mladenoff, D., Pastor, J., Perry, D., Slangen, R. et van Miegroet, H. 2000. «Applying ecological principles to management of the US national forests». *Issues in Ecology*, no 6, 20 p.

Alberta Research Council. 1999. *Fire and harvest residual (FAHR) project: the impact of wildfire and harvest residuals on forest structure and biodiversity in aspen-dominated boreal forests of Alberta*. ISBN No. 0-7785-1476-5 (Online ed.), 323 p.

Anderson, H. E. 1983. *Predicting wind-driven wild land fire size and shape*. USDA Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, Research Paper INT-305, Ogden, Utah, 26 p.

Andison, D. W. 2003. *Collection of natural disturbance quicknotes*, Foothills Model Forest, Hinton, Alberta, 35 p.

Andison, D. W. 2004. *Island remnants on foothills and mountain landscapes of Alberta. Part II on residuals*. Alberta Foothills Disturbance Ecology Research Series, Report no 6, Foothills Model Forest, Hinton, Alberta, 41 p.

Andren, H. 1994. «Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review». *Oikos*, vol. 71, no 3, p. 355-366.

Armstrong, G. W., Cumming, S. G. et Adamowicz, W. L. 1999. «Timber supply implications of natural disturbance management». *Forestry Chronicle*, vol. 75, no 3, p. 497-504.

Aubry, K. B., Halpern, C. B. et Maguire, D. A. 2004. «Ecological effects of variable-retention harvests in the northwestern United-States: the DEMO study». *Forest Science and Landscape Research*, vol. 78, no 1/2, p. 119-137.

Baskett, E. Z. et Jordan, G. A. 1995. «Characterizing spatial structure of forest landscapes». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 25, no 11, p. 1830-1849.

British Columbia Ministry of Forests. 1995. *Forest practices code of British Columbia. Biodiversity guidebook*. Forest Service, Victoria, 99 p.

Bergeron, Y., Gauthier, S., Flannigan, M. et Kafka, V. 2004. «Fire regimens at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in northwestern Québec». *Ecology*, vol. 85, no 7, p. 1916-1932.

- Bergeron, Y., Harvey, B., Leduc, A. et Gauthier, S. 1999. «Forest management guidelines based on natural disturbance dynamics: stand- and forest-level considerations». *Forestry Chronicle*, vol. 75, no 1, p. 49-54.
- Bergeron, Y., Leduc, A., Harvey, B. D. et Gauthier, S. 2002. «Natural fire regimen: a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest». *Silva Fennica*, vol. 36, no 1, p. 81-95.
- Bergeron, Y., Richard, P. J. H., Carcaillet, C., Flannigan, M., Gauthier, S. et Prairie, Y. 1998. «Variability in Holocene fire frequency and forest composition in Canada's southeastern boreal forest: a challenge for sustainable forest management». *Conservation Ecology* [online], vol. 2, no 2, Disponible sur Internet. URL: <http://www.consecol.org/vol2/iss2/art6/>
- Chen, J., Franklin, J. F. et Spies, T. A. 1992. «Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas-fir forests». *Ecological Applications*, vol. 2, no 4, p. 387-396.
- Cissel, J. H., Swanson, F. J. et Weisberg, P.J. 1999. «Landscape management using historical fire regimes: Blue River, Oregon». *Ecological Applications*, vol. 9, no 4, p. 1217-1231.
- Dansereau, P. R. et Bergeron, Y. 1993. «Fire history in the southern boreal forest of northwestern Quebec». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 23, no 1, p. 25-32.
- DeLong, S. C. et Kessler, B. W. 2000. «Ecological characteristics of mature forest remnants left by wildfire». *Forest Ecology and Management*, vol. 131, no 1-3, p. 93-106.
- DeLong, S. C. et Tanner, D. 1996. «Managing the pattern of forest harvest: lessons from the wildfire». *Biodiversity and Conservation*, vol. 5, no 10, p. 1191-1205.
- Doyon, F. et Sougavinski, S. 2003. «La rétention variable: un outil de sylviculture écosystémique». *Aubelle*, vol. 144, no 1, p. 13-16.
- Eberhart, K. E. et Woodward, P. M. 1987. «Distribution of residual vegetation associated with large fires in Alberta». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 17, no 10, p. 1207-1212.
- Elkie, P. C., Rempel, R. S. et Carr, A. P. 1999. *Patch Analyst User's Manual: A tool for quantifying landscape structure*. Ontario Ministry of Natural Resources, Northwest Science and Technology Manual TM-002, Thunder Bay, Ontario, 16 p.
- Elkie, P. C., Rempel, R. S. et Carr, A. P. 1999. Patch Analyst extension pour ArcView, version 3.3.
- Fortin, S. 2003. *Expérimentation de coupe avec rétention variable, en Gaspésie*. Rapport réalisé dans le cadre du programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier, Volet 1 du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec. 34 p.

- Franklin, J. F. 1993. «Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes?». *Ecological Applications*, vol. 3, no 2, p. 202-205.
- Franklin, J. F. 1994. «Ecosystem management: an overview». In *Proceedings of Ecosystem management: Applications for sustainable forest and wildlife resources* (Stevens Point, WI, 3-4 mars, 1994.)
- Franklin, J. F., Berg, D. R., Thornburg, D. A. et Tappeiner J. C. 1997. «Alternative silviculture approaches to timber harvesting : variable retention systems». In *Creating a forestry for the 21st century : the science of ecosystem management*, sous la dir. de Kohm, K. A. et Franklin, J. F., p. 111-139, Washington, DC: Island Press.
- Fulé, P. Z., García-Arévalo, A. et Covington, W. W. 2000. «Effects of an intense wildfire in a Mexican oak-pine forest». *Forest Science*, vol. 46, no 1, p. 52-61.
- Gandhi, K. J. K., Spence J. R., Langor D. W. et Morgantini L. E. 2001. «Fire residuals as habitat reserves for epigaeic beetles (*Coleoptera*: *Carabidae* and *Siaphyllinidae*)». *Biological Conservation*, vol. 102, no 2, p. 131-141.
- Gasaway, W. C. et DuBois, S. D. 1985. «Initial response of moose to a wildfire in interior Alaska». *Canadian Field Naturalist*, vol. 99, no 1, p. 135-140.
- Gasaway, W. C. et Dubois, S. D. 1987. «Estimating moose population parameters». *Swedish Wildlife Research*, Suppl. 1, p. 603-617.
- Gauthier, S., Leduc, A. et Bergeron, Y. 1996. «Forest dynamics modelling under a natural fire cycle: a tool to define natural mosaic diversity in forest management». *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 39, no 1-3, p. 417-434.
- Gluck, M. J et Rempel, R. S. 1996. «Structural characteristics of post-wildfire and clearcut landscapes». *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 39, no 1-3, p. 435-450.
- Greene, D. F. et Johnson, E. A. 2000. «Post-fire recruitment of *Picea glauca* and *Abies balsamea* from burn edges». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 30, no 8, p. 1264-1274.
- Haeussler, S. et Kneeshaw, D. 2003. «Comparing forest management to natural processes». In *Towards Sustainable Management of the Boreal Forest*. sous la dir. de Burton, P.J., Messier, C., Smith, D. W. et Adamowicz, W. L. p. 307-368, Ottawa, Ontario: NRC Research Press.
- Harkema, J. et Scott, M. 2002. *The retention system: maintaining forest ecosystem diversity*. Silvicultural Systems Program, Notes to the field, vol.7, BC Ministry of Forests.

- Keeton, W. et Franklin, J. F. 2004. «Fire-related landform associations of remnant old-growth trees in the southern Washington Cascade Range». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 34, no 11, p. 2371- 2381.
- Kimmins, J. P. 2004. «Emulating natural forest disturbance: what does it mean?» In *Emulating natural forest landscape disturbances. Concepts and Applications*. sous la dir. de Perera A. H., Buse, L. J. et Weber M. G., p. 8-28. New York, NY: Columbia University Press.
- Kneeshaw, D., Bourgeois, L., Bélanger, N., Brais, S., Imbeau, L. et Yamasaki, S. 2003. *Évaluation des liens entre le RNI (Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État) et les critères de l'aménagement durable des forêts*. Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, Québec, 115 p.
- Kneeshaw, D., Messier, C., Leduc, A., Drapeau, P., Carignan, R., Paré, D., Gauthier, S., Doucet, R. et Greene, D. 2000. *Vers une foresterie écologique: proposition d'indicateurs de GDF qui s'inspirent des perturbations naturelles*. Rapport technique, Réseau sur la Gestion Durable des Forêts, Canada, 58 p.
- Lee, P. 1998. «Dynamics of snags in aspen-dominated midboreal forests». *Forest Ecology and Management*, vol. 105, no 1-3, p. 263-272.
- Lee, P. et Smyth, C. 2003. *Riparian forest management: paradigms for ecological management and practices in Alberta*. Rapport produit par Alberta Research Council (Vegreville, Alberta) et par Alberta Conservation Association (Edmonton, Alberta) pour Northern Watershed Project Stakeholder Committee. Northern Watershed Project Final Report no 1, 117 p.
- Masters, A. M. 1990. «Changes in forest fire frequency in Kootenay National Park, Canadian Rockies». *Canadian Journal of Botany*, vol. 68, no 8, p. 1763-1767.
- Matlack, G. R. 1993. «Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States». *Biological Conservation*, vol. 66, no 3, p. 185-194.
- McGarigal, K. et Marks, B. J. 1994. *FRAGSTATS: a spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Reference manual, Forest Science Department, Oregon State University, Corvallis, 67 p.
- McRae, D. J., Duchesne, L. C., Freedman, B., Lynham, T. J. et Woodley S. 2001. «Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management». *Environmental Reviews*, vol. 9, no 4, p. 223-260.
- Meek, P. et Pentasuglia, N. 2003. *Considérations opérationnelles de la coupe avec rétention variable au secteur Skipie*. Rapport d'observation, Tembec, Québec, 19 p.

- Mitchell, S. J. et Beese, W. J. 2002. «The retention system: reconciling variable retention with the principles of silvicultural systems». *Forestry Chronicle*, vol. 78, no 3, p. 397-403.
- Morrison, P. H. et Swanson, F. J. 1990. *Fire history and pattern in a Cascade Range landscape*. General Technical Report PNW-GTR-254. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 77 p.
- Ontario Ministry of Natural Ressources (OMNR). 2001. *Forest management guide for natural disturbance pattern emulation*, Toronto, Ontario: Queen's Printer, 66 p.
- Perron, Nathalie, 2003. «Peut-on et doit-on s'inspirer de la variabilité naturelle des feux pour élaborer une stratégie écosystémique de répartition des coupes à l'échelle du paysage ? Le cas de la pessière noire à mousse de l'ouest au Lac-Saint-Jean». Thèse de doctorat, Québec, Université Laval, 147 p.
- Plamondon, A.P. 1993. *Influence des coupes forestières sur le régime d'écoulement de l'eau et sa qualité*. Centre de recherche en biologie forestière, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval. Rapport pour le ministère des Forêts, direction de l'Environnement, Québec, C-47, GQ93-3137, 179 p.
- Québec, ministère des Ressources Naturelles et de la Faune. 2004. *Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État*. Disponible sur Internet. URL: <http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/>
- Robitaille, A. et Saucier, J. P. 1998. *Paysages régionaux du Québec méridional*. Québec: Les publications du Québec, 213 p.
- Serrouya, R. et D'Eon, R. 2005. *Régime de coupes à rétention variable: Synthèse de recherche et recommandations pour la mise en œuvre*. Edmonton, Alberta: Réseau de gestion durable des forêts, 52 p.
- Saucier, J. P., Bergeron, J. F., Grondin, P. et Robitaille, A. 1998. *The land regions of southern Québec (3rd version): one element in the hierarchical land classification system developed by the Ministère des Ressources Naturelles du Québec*. Rapport interne, Ministère des Ressources Naturelles du Québec, Québec, Canada.
- Stuart-Smith, K. et Hendry, R. 1998. *Residual trees left by fire: final report*. Enhanced Forest Management Pilot Project, Invermere Forest District, B.C. Ministry of Forests, Invermere, British Columbia, 8 p.
- Timoney, K. P., Peterson, G. et Wein, R. 1997. «Vegetation development of boreal riparian plant communities after flooding, fire, and logging, Peace River, Canada». *Forest Ecology and Management*, vol. 93, no 1-2, p. 101-120.

Turner, M. G., Gardner, R. H. et O' Neill, R. V. 2001. *Landscape ecology in theory and practice: pattern and process*. New York, NY: Springer-Verlag, 401 p.

Vanha-Majamaa, I. et Jalonen, J. 2001. «Green tree retention in fennoscandian forestry». *Scandinavian Journal of Forest Research*, vol. 16, supplementum 3, p. 79-90.

Weber, M. G. et Stocks B. J. 1998. «Forest fires in the boreal forests of Canada». In *Large forest fires*, sous la dir. de Moreno, J. M., p. 215-233. Leiden, Hollande: Backhuys Publishers.

Wei, Y. et Hoganson, H. M. 2006. «Spatial information for scheduling core area production in forest planning». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 36, no 1, p. 23-33.

Work, T. T., Spence, J. R., Volney, W. J. A., Morgantini, L. E. et Innes, J. L. 2003. «Integrating biodiversity and forestry practices in western Canada». *Forestry Chronicle*, vol. 79, no 5, p. 906-916.

Zielke, K., Beese, W. J. et Bancroft, B. 2007. «Variable retention implementation monitoring on Weyerhaeuser's BC. coastal Timberlands». In *Monitoring the Effectiveness of Biological Conservation* (Richmond, BC, 2 - 4 novembre 2004), Disponible sur Internet. URL: <http://www.forrex.org/events/mebc/PDF/Part3-11.pdf>